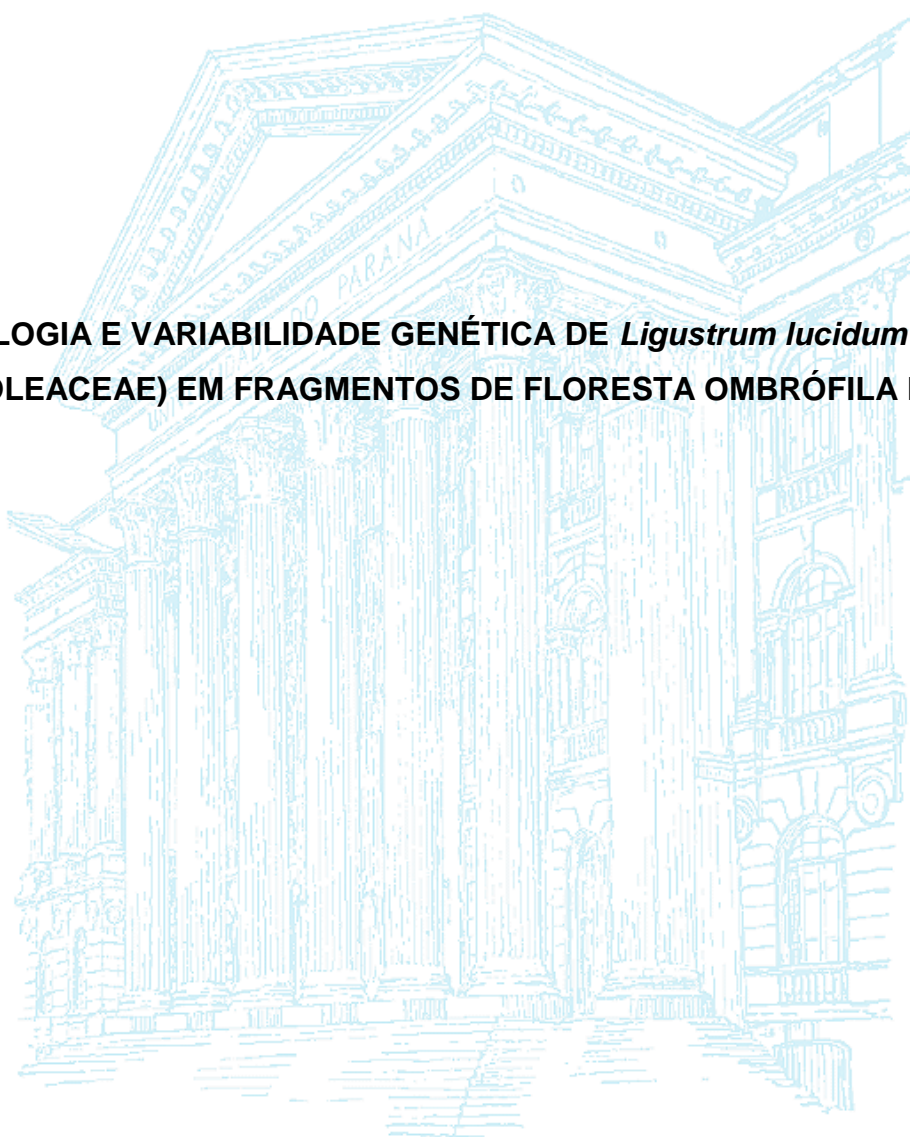


UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

GUILHERME DE SOUZA NOGUEIRA

**FENOLOGIA E VARIABILIDADE GENÉTICA DE *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton
(OLEACEAE) EM FRAGMENTOS DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA**



CURITIBA

2017

GUILHERME DE SOUZA NOGUEIRA

**FENOLOGIA E VARIABILIDADE GENÉTICA DE *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton
(OLEACEAE) EM FRAGMENTOS DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador:

Prof^a. Dr^a. Maria Regina Torres Boeger

Co-Orientadora:

Prof^a. Dr^a. Valéria Cunha Muschner

CURITIBA

2017

Universidade Federal do Paraná
Sistema de Bibliotecas

Nogueira, Guilherme de Souza

Fenologia e variabilidade genética de *Ligustrum lucidum* W. T. Aiton (Oleaceae) em fragmentos de floresta ombrófila mista. / Guilherme de Souza Nogueira. – Curitiba, 2017.

91 f.: il. ; 30cm.

Orientador: Maria Regina Torres Boeger

Co-orientador: Valéria Cunha Muschner

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

1. Plantas invasoras 2. Bioinvasão 3. Fenologia vegetal I. Título II. Boeger, Maria Regina Torres III. Muschner, Valéria Cunha IV. Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

CDD (20. ed.) 574.5223



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
Setor CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
Programa de Pós-Graduação ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **GUILHERME DE SOUZA NOGUEIRA** intitulada: "Fenologia e Variabilidade Genética de *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton (Oleaceae) em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista.", após terem inquirido o aluno e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.


Curitiba, 30 de Agosto de 2017.


VALÉRIA CUNHA MUSCHNER

Presidente da Banca Examinadora (UFPR)


MARCEL KRUCHELSKI TSCHA

Avaliador Externo (UFPR)


GUILHERME DUBAL DOS SANTOS SEGER
Avaliador Externo (UFPR)



À minha família que me ama
incondicionalmente e aqueles que me
carregaram nos ombros quando meus pés
não conseguiram tocar o chão, meus
amigos, dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me proporcionar a conquista de mais uma etapa, por me permitir ir em busca dos meus sonhos, por me dar o presente da vida, por me ensinar diariamente a grandeza do Seu infinito amor, por estar sempre presente, por sempre ouvir minhas orações, mesmo quando elas não foram feitas com palavras, mas com lágrimas, por seus sábios conselhos, sou grato.

Aos meus pais pelo amor, pela atenção, pela preocupação, pelos conselhos, por me ajudarem financeiramente e emocionalmente durante minha vida acadêmica, por me fazer sentir seguro, muito obrigado.

A minha família que sempre faz questão de dizer o quanto me ama e o quanto se sentem orgulhosos por cada etapa vencida. Independente da distância, vocês são residentes permanentes no meu coração. Amo vocês.

A minha orientadora, Maria Regina Boeger, que durante os últimos seis anos tem me orientado e me deu a oportunidade de conhecer e trabalhar com ciência. Ainda me lembro de quando fui ao seu laboratório perguntar como poderia fazer para trabalhar com Botânica Forense. Sua ideia no início foi que eu passasse por vários laboratórios, só que eu nunca saí do seu. Trabalhando com você, descobri como fazer ciência, descobri o quão interessante era estudar ecologia, principalmente de plantas invasoras, descobri o que eu queria fazer para o resto da minha vida, ser pesquisador. Obrigado por compartilhar seu conhecimento, por orientar meu caminho na vida acadêmica, por me tornar um profissional melhor. Você será pra sempre a minha mãe científica.

A minha co-orientadora, Valéria Muschner, que me ensinou a mágica da ciência a nível molecular e me mostrou que genética + evolução + ecologia podem explicar quase tudo na biologia. Obrigado por me permitir ser um LEMViano, obrigado pela sua orientação, obrigado por me ser meu primeiro abraço quando eu achei que o mundo ia desmoronar na minha cabeça. Eu agradeço a Deus por ter colocado você na minha vida, obrigado por me dar a oportunidade de estar junto com você e de trabalharmos juntos.

As minhas *best frenos*, Carol, Helô e Mony. Obrigado pela sua companhia, pelos conselhos, pelo apoio, pelos abraços, por ouvir minhas reclamações, pelo suporte emocional, pelas gordices mensais (incluindo um macarrão que grudava na parede), pelas risadas, por compreender que apesar de desapegado eu amo vocês. Aos meus *brothers* Cini e Poodle, obrigado pela amizade!

Aos meus *housemates*, Aleph e Matheus. Obrigado pela companhia, pelas risadas, pelos rolês gastronômicos, por bancarem os cozinheiros pra mim nessa reta final, por me ouvir quando eu precisei de apoio. Obrigado por fazerem do Cielito 102 e do Creta 1203 os melhores lugares que eu já morei.

Aos LEMVianos, Bruna, Guta, Mattio, Soffi e Bruno meus companheiros de laboratório que me acompanharam nessa jornada e foram extremamente importantes. Obrigado pelas conversas, pelos cafés, pela ajuda em coletas/ PCR/ gel/ fotos, por garantir um ambiente de trabalho divertido e agradável.

A minha psicóloga, Eloise Miranda, que me ajudou a vencer meus medos, que me guiou quando eu me encontrava perdido e sem saber o que fazer. Sem você, certamente esse trabalho não existiria. Obrigado por todas as nossas conversas e por me ajudar a ser um Gui melhor.

Ao Kelvin, Kauê e Thairi por serem um dos melhores presentes que a vida me deu em 2016. Obrigado pelo suporte, obrigado pela sua amizade, obrigado por serem quem vocês são. Guardarei vocês pra sempre no coração.

Ao Matheus Tavares, Gian Rodrigues e Allan Alvarenga, certamente as pessoas mais engraçadas que já tive o prazer de conhecer. A alegria de vocês contagia, obrigado pelos momentos divertidos, por me arrancarem muitas risadas, pelo apoio nos momentos necessários. Vocês são sensacionais.

Ao Mateus Henrique Bini, pela ajuda nas coletas, na força bruta da maceração das folhas e na fenologia. Ao Professor Dr. Walter Boeger e ao pessoal do LEMPE pelo uso do laboratório, à Professora Dra. Giseli Klassen e a ao pessoal do Laboratório de Epigenética por cederem o uso do fotodocumentador.

À Universidade Federal do Paraná por fornecer a estrutura necessária para a realização desse projeto, ao Programa e aos professores da Pós-Graduação em Ecologia e Conservação pelo conhecimento compartilhado, à CAPES pelo apoio financeiro.

A todos vocês, o meu muito obrigado!

“O sucesso nasce do querer, da determinação e persistência em se chegar a um objetivo. Mesmo não atingindo o alvo, quem busca e vence obstáculos, no mínimo fará coisas admiráveis.”

(José de Alencar)

RESUMO

As plantas invasoras são um importante componente das mudanças ambientais globais, pois causam grandes modificações nos ecossistemas. *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) é uma espécie arbórea nativa da China e invasora em vários países. A espécie apresenta grande potencial invasor na Floresta Ombrófila Mista (FOM), uma das principais formações vegetais do sul do Brasil. A fenologia está relacionada a características importantes envolvendo a competição por recursos e também pode influenciar a variabilidade genética de uma população. Sendo assim, este estudo teve como objetivo investigar o papel da fenologia no processo de invasão de *L. lucidum* na FOM, discutindo sua importância dentro de um contexto ecológico e evolutivo. O Capítulo 1 descreveu a fenologia das populações de *L. lucidum* e relacionou-a com as variáveis ambientais locais. As fenofases de *L. lucidum* relacionadas ao florescimento ocorreram nos meses quentes e às relacionadas à frutificação nos meses frios. A ocorrência de frutos maduros de *L. lucidum* foi diferente do encontrado para as nativas e representa uma vantagem competitiva para a espécie. Portanto, a fenologia de *L. lucidum* apresenta um papel importante no processo de invasão da espécie na FOM, pois proporciona a utilização de recursos, como os dispersores de sementes, que não são utilizados pelas espécies nativas, ainda que temporalmente. O comprimento do dia e a temperatura foram as variáveis que mais influenciaram a fenologia da espécie. Isso indica que *L. lucidum* é eficiente na aquisição e na alocação de recursos, o que também auxilia o seu estabelecimento no ambiente invadido. O Capítulo 2 investigou a variabilidade genética de *L. lucidum* na região de Curitiba e avaliou o possível papel que a ocorrência das fenofases reprodutivas pode ter na estruturação genética das populações de *L. lucidum*. A baixa variabilidade genética de *L. lucidum* não compromete seu potencial invasor. Provavelmente isso é resultado da pré-adaptação da espécie às condições climáticas da FOM, uma vez que as condições ambientais nas áreas nativa e introduzida são semelhantes. As populações de *L. lucidum* encontram-se estruturadas temporalmente indicando a ocorrência de fluxo gênico e de eventos de dispersão no ambiente invadido. O fluxo gênico entre as populações de *L. lucidum* é reflexo da sincronia das fenofases reprodutivas e, no futuro, pode refletir na redução da estruturação genética espacial encontrada nos indivíduos adultos das populações.

Palavras – chave: *alfeneiro, estruturação genética, fenofases, fluxo gênico, plantas invasoras*

ABSTRACT

Invasive plants are an important component of global environmental changes, because they cause considerable modifications in the ecosystems. *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) is a woody species native from China and invasive in several countries. The species shows a high invasive potential in the Araucaria Forest (AF), one of the main forest types in Southern Brazil. Phenology is related to important characteristics involving the resource competition and may also influence the genetic variability of a population. Therefore, this study had as objective to investigate the role of phenology in the *L. lucidum* invasion process at AF, discussing its importance in an ecologic and evolutive context. Chapter 1 described the phenology of *L. lucidum* populations and related it to the climate variables. The phenophases of *L. lucidum* related to the flowering occurred in the hottest months and the ones related to the fruiting in the coldest months. The occurrence of ripe fruits of *L. lucidum* was different from the one found in the native species and represents a competitive advantage to the invasive. Thus, *L. lucidum* phenology has an important role in the species invasion process at AF, because it provides the resource use, like the seed dispersers, that are not being used by the native species, even if temporarily. The day length and the temperature were the variables that most influenced on *L. lucidum* phenology. It points *L. lucidum* is efficient in resource acquisition and allocation, which also helps its establishment in the invaded area. Chapter 2 investigated the genetic variability of *L. lucidum* in the region of Curitiba and evaluated the potential role that the occurrence of reproductive phenophases might have in the genetic structure of *L. lucidum* populations. The low genetic variability of *L. lucidum* does not compromise its invasive potential. Probably, this results from the species pre-adaptation to the AF climatic conditions, since the environmental conditions in the native and invaded area are alike. *Ligustrum lucidum* populations are temporarily structured indicating the occurrence of gene flow and dispersion events in the invaded area. The gene flow among *L. lucidum* populations is a consequence of reproductive phenophases synchrony and, in the future, might cause the decrease of spatial genetic structure found in the adult individuals of populations.

Keywords: *glossy privet, genetic structure, phenophases, gene flow, invasive plants*

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	11
REFERÊNCIAS	14
<u>CAPÍTULO 1 – FENOLOGIA DE <i>Ligustrum lucidum</i> W.T. Aiton (OLEACEAE) EM FRAGMENTOS DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA NA CIDADE DE CURITIBA (PR)</u>	<u>19</u>
RESUMO	19
ABSTRACT	20
INTRODUÇÃO	21
MATERIAL E MÉTODOS	23
ÁREAS DE ESTUDO	23
VARIÁVEIS AMBIENTAIS	24
OBSERVAÇÕES FENOLÓGICAS	26
ANÁLISE DOS DADOS	28
RESULTADOS	28
EVENTOS FENOLÓGICOS	28
INFLUÊNCIA DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS SOBRE AS FENOFASES	31
DISCUSSÃO	33
REFERÊNCIAS	38
MATERIAL SUPLEMENTAR	44
<u>CAPÍTULO 2 – VARIABILIDADE GENÉTICA DE <i>Ligustrum lucidum</i> W.T. Aiton (OLEACEAE) EM FRAGMENTOS DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA: RELAÇÃO ENTRE EVENTOS FENOLÓGICOS REPRODUTIVOS E ESTRUTURAÇÃO GENÉTICA</u>	<u>50</u>
RESUMO	50
ABSTRACT	51
INTRODUÇÃO	52
MATERIAL E MÉTODOS	55
AMOSTRAGEM E EXTRAÇÃO DE DNA DAS POPULAÇÕES	55
AMPLIFICAÇÃO POR PCR	56
VARIABILIDADE GENÉTICA	57

<i>RELAÇÃO ENTRE ESTRUTURAÇÃO GENÉTICA E OCORRÊNCIA DOS EVENTOS FENOLÓGICOS REPRODUTIVOS</i>	57
<i>ESTRUTURAÇÃO GENÉTICA</i>	57
<i>EVENTOS FENOLÓGICOS REPRODUTIVOS</i>	58
RESULTADOS	58
<i>VARIABILIDADE GENÉTICA</i>	58
<i>RELAÇÃO ENTRE ESTRUTURAÇÃO GENÉTICA E OCORRÊNCIA DOS EVENTOS FENOLÓGICOS REPRODUTIVOS</i>	59
<i>ESTRUTURAÇÃO GENÉTICA</i>	59
<i>EVENTOS FENOLÓGICOS REPRODUTIVOS</i>	61
DISCUSSÃO	62
<i>VARIABILIDADE GENÉTICA</i>	62
<i>RELAÇÃO ENTRE ESTRUTURAÇÃO GENÉTICA E OCORRÊNCIA DOS EVENTOS FENOLÓGICOS REPRODUTIVOS</i>	68
REFERÊNCIAS	69
MATERIAL SUPLEMENTAR	76
<u>CONSIDERAÇÕES FINAIS</u>	<u>78</u>
<u>REFERÊNCIAS GERAIS</u>	<u>79</u>

INTRODUÇÃO

Várias espécies têm sido transportadas das suas áreas de distribuição nativa para outros locais no decorrer dos últimos séculos. Esse “movimento” se deve principalmente à interação destas com algumas atividades humanas, como por exemplo, a agricultura, a aquicultura, a recreação, a ornamentação e o interesse industrial (KOLAR & LODGE, 2001; RICHARDSON & REJMÁNEK, 2011). Esse transporte possibilita que estas espécies ultrapassem suas barreiras naturais de dispersão, geralmente geográficas, e apesar de muitos desses organismos morrerem durante a fase de transporte ou logo após a sua chegada, aqueles que chegam e se dispersam com sucesso podem gerar prejuízos à espécie humana em diversos setores, como na saúde e na economia (KOLAR & LODGE, 2001; PYŠEK & RICHARDSON, 2010; HULME, 2014).

As invasões biológicas juntamente com outros fatores responsáveis pela degradação de ecossistemas, como modificação e exploração de habitats, poluição ambiental, mudanças climáticas e seus efeitos, como a perda de espécies chave, perda de polinizadores e do funcionamento dos ecossistemas, podem promover um declínio na biodiversidade global (THEOHARIDES & DUKES, 2007; DOGRA *et al.*, 2010; MCGEOCH *et al.*, 2010; PYŠEK & RICHARDSON, 2010). Isso ocorre porque espécies invasoras que alcançam altas densidades rapidamente, por exemplo, apresentam maior sucesso no seu estabelecimento e, como consequência, podem dominar a comunidade invadida através da exclusão de espécies nativas, reduzindo a biodiversidade (KOLAR & LODGE, 2001; ORTEGA & PEARSON, 2005; DOGRA *et al.* 2010).

Dentre as espécies invasoras, as plantas são consideradas um importante componente das mudanças ambientais globais, pois são as mais conspícuas e prejudiciais aos ecossistemas, e, como consequência, são os organismos invasores mais estudados (THEOHARIDES & DUKES, 2007; RICHARDSON & REJMÁNEK, 2011). As espécies arbóreas estão entre as mais eficientes no processo de invasão, causam grandes modificações nos ecossistemas e frequentemente estão presentes nas listas de espécies invasoras em vários países (HOYOS *et al.*, 2010; RICHARDSON & REJMÁNEK, 2011; ARAGÓN *et al.*, 2014). Seus efeitos nos ecossistemas invadidos envolvem, por exemplo, mudanças na estrutura da comunidade vegetal, nas propriedades do solo, nos ciclos biogeoquímicos, nas interações entre as espécies, tais como a herbivoria e a dispersão, nos padrões de distúrbios, na abundância e na riqueza de espécies, tanto de plantas como de organismos de outros *taxa*, na disponibilidade de recursos e na provisão de serviços

ecossistêmicos (LEVINE *et al.*, 2003; HOYOS *et al.*, 2010; PYŠEK & RICHARDSON, 2010; ARAGÓN *et al.*, 2014).

Ligustrum lucidum W.T. Aiton (Oleaceae) é uma espécie arbórea com alto potencial invasor, pois apresenta uma grande produção de sementes, dispersão eficaz, baixa exigência de recursos para germinação ou florescimento, crescimento rápido de plântulas e alta capacidade reprodutiva, características típicas de espécies colonizadoras ou pioneiras (MONTALDO, 1993; REJMÁNEK & RICHARDSON, 1996; WILCOX, 2000; ARAGÓN & GROOM, 2003; GURVICH *et al.*, 2005; ASLAN, 2011; EMER *et al.*, 2012; AGUIRRE-ACOSTA *et al.*, 2014; TECCO *et al.*, 2016). A espécie pode alcançar mais de 15 metros de altura e é nativa de florestas secundárias do sul e sudeste da China, distribuindo-se por dezessete províncias, o que corresponde a quase metade da área do país (WILCOX, 2000; HOYOS *et al.*, 2010; HUANG *et al.*, 2016). *Ligustrum lucidum* persiste em ambientes estáveis e é uma competidora versátil em ambientes florestais, pois se comporta algumas vezes como uma espécie climácica (suas sementes germinam na sombra) e também como uma pioneira tardia (pode se desenvolver em clareiras e bordas de fragmentos florestais) (WILCOX, 2000; ARAGÓN & GROOM, 2003). Além disso, o investimento em características que possibilitam um crescimento vegetativo rápido, como maior área específica foliar e taxas fotossintéticas mais altas, permite que tenha um maior sucesso no processo de invasão, uma vez que pode se beneficiar mais rapidamente de qualquer aumento na disponibilidade de recursos (TECCO *et al.*, 2010; LARCHER *et al.*, 2015).

Uma vez que alcança o dossel, *L. lucidum* prejudica a maioria das espécies de plantas nativas por criar condições de baixa luminosidade, dificultando a regeneração nos vários estratos florestais e dominando as áreas de matas nativas (HOYOS *et al.*, 2010). Essa dominância gera uma estruturação homogênea das florestas invadidas, o que resulta em habitats menos favoráveis para uma avifauna diversa (AYUP *et al.*, 2014). A espécie também modifica a dinâmica da matéria orgânica nos solos das florestas que ocupa, pois produz uma grande quantidade de serapilheira, que se decompõe rapidamente. Isso faz com que os nutrientes sejam disponibilizados no solo e utilizados pela própria espécie, uma vez que apresenta um investimento eficiente na utilização de recursos (ARAGÓN *et al.*, 2014).

De acordo com um levantamento mundial de espécies invasoras arbóreas e arbustivas realizado em 2013, de um total de 751 espécies, apenas 7,6% estavam presentes em mais de seis regiões do planeta, sendo *L. lucidum* uma destas (REJMÁNEK & RICHARDSON, 2013). A espécie, inicialmente utilizada na ornamentação, é considerada invasora em vários países da América do Sul, América do Norte, Oceania, Ásia e África,

além de ser encontrada em algumas ilhas do Oceano Atlântico e do Pacífico (WILCOX, 2000; ARAGÓN & GROOM, 2003; ISHII & IWASAKI, 2008; HOYOS *et al.*, 2010; ASLAN, 2011; GUILHERMETTI *et al.*, 2013; REJMÁNEK & RICHARDSON, 2013; LARCHER *et al.*, 2015).

A espécie foi introduzida nas cidades do sul do Brasil nas décadas de 60 e 70 e foi bastante utilizada na arborização urbana. Seu plantio era bastante incentivado pela administração pública, tanto que recebeu a denominação de árvore-de-prefeito. Porém, *L. lucidum* tem se tornado um grande problema principalmente na Floresta Ombrófila Mista (FOM) (BACKES & IRGANG, 2004; MATTHEWS, 2005). A FOM representa uma das principais formações vegetais do sul do Brasil e assim como a maioria das florestas brasileiras, encontra-se bastante fragmentada devido ao histórico de ocupação e utilização do solo para a agricultura, criação de gado e, mais recentemente, para a plantação de espécies de interesse industrial e madeireiro (LEAL-ZANCHET *et al.*, 2010, HIGUCHI *et al.*, 2012).

Instaladas em matrizes urbanas, plantas exóticas como *L. lucidum*, podem invadir áreas naturais adjacentes (GAVIER-PIZARRO *et al.*, 2012; GUIDINI *et al.*, 2014). Os distúrbios gerados pelo desenvolvimento urbano criam habitats que podem ser facilmente colonizados (SULLIVAN *et al.*, 2005; WANIA *et al.*, 2006), e além disso, a interação com os dispersores ocorre com maior frequência na interface entre paisagens urbanas e naturais (THEOHARIDES & DUKES, 2007). Estudos fitossociológicos realizados na FOM destacam que o potencial invasor da espécie é devido à grande produção de sementes, à facilidade na germinação, ao desenvolvimento em diferentes condições de luz, à ocupação das bordas florestais e à proximidade com matrizes urbanas (REGINATO *et al.*, 2008; CORDEIRO *et al.*, 2014; GUIDINI *et al.*, 2014).

Devido à magnitude dos impactos que podem causar, as espécies invasoras são uma grande ameaça à biodiversidade e, por isso, são ranqueadas atualmente como um dos maiores desafios na área da conservação (MCGEOCH *et al.*, 2010; RUSSEL & BLACKBURN, 2017). Portanto, estudos que envolvem a biologia de populações de espécies invasoras são muito importantes, pois podem fornecer uma maior compreensão sobre como reduzir ou impedir novas invasões, mitigar ou controlar invasões já existentes (KOLAR & LODGE, 2001; SAKAI *et al.*, 2001; SIMBERLOFF, 2003), além de elucidar aspectos cruciais na área da ecologia de invasões (PYŠEK & RICHARDSON, 2010; RICHARDSON & REJMÁNEK, 2011).

A fenologia, por exemplo, é um processo que pode ser bastante informativo sobre a ecologia de uma espécie invasora. Seu papel no processo de invasão está relacionado a

muitas características importantes envolvendo a competição por recursos, como a utilização da fauna nativa nos processos de polinização e dispersão de sementes (WOLKOVICH & CLELAND, 2011). Uma vez que apresentem flores e/ ou frutos que sejam mais atrativos aos animais, ou que sejam oferecidos em épocas de escassez de alimento, as plantas invasoras podem reduzir a capacidade reprodutiva das espécies de plantas nativas (BROWN *et al.*, 2002; ASLAN & REJMÁNEK, 2012). Considerando que os eventos fenológicos também podem influenciar a variabilidade genética de uma população, uma vez que eles promovem ou restringem o fluxo gênico entre diferentes indivíduos e populações (LOVELESS & HAMRICK, 1984; HENDRY & DAY, 2005; SELBO & SNOW, 2005; ROUMET *et al.*, 2013; WEIS, 2015), o estudo da variabilidade genética combinado com os padrões fenológicos entre populações de plantas invasoras é uma ferramenta importante. Essa abordagem permite a caracterização de eventos de dispersão de pólen e sementes, tanto locais quanto de longa distância, e seus possíveis papéis no processo de invasão de uma espécie (ELLSTRAND, 1992; WALKER *et al.*, 2003).

Este estudo teve como objetivo geral investigar o papel da fenologia no processo de invasão de *L. lucidum* em fragmentos de Floresta Ombrófila Mista, discutindo sua importância dentro de um contexto ecológico e evolutivo. Para isso, a dissertação encontra-se organizada em dois capítulos. O capítulo 1 apresenta como objetivos: 1) descrever os eventos fenológicos de populações de *L. lucidum* na região de Curitiba e 2) relacionar os eventos fenológicos com as variáveis ambientais. Já o capítulo 2 tem como objetivos investigar a variabilidade genética de *L. lucidum* na região e avaliar o possível papel que a ocorrência dos eventos fenológicos reprodutivos pode ter na estruturação genética das populações de *L. lucidum* em fragmentos de FOM. Para isso, a ocorrência dos eventos fenológicos reprodutivos de *L. lucidum* foi observada e os indivíduos para as análises genéticas foram classificados em faixas etárias, jovens e adultos. Sendo os jovens os representantes dos eventos reprodutivos mais recentes e os adultos a fonte de variabilidade genética nos eventos reprodutivos. A hipótese considerada é que as populações de *L. lucidum* que apresentam sobreposição das suas fenofases reprodutivas terão indivíduos juvenis mais semelhantes geneticamente entre si do que se comparados aos indivíduos adultos das suas respectivas populações.

Referências

AGUIRRE-ACOSTA, N.; KOWALJOW, E.; AGUILAR, R. Reproductive performance of *Ligustrum lucidum* in a subtropical dry forest: does the habitat fragmentation boost or limit invasion? **Biological invasion**, vol. 16, p. 1397-1410, 2014.

ARAGÓN, R., GROOM, M. Invasion by *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in NW Argentina: early stages characteristics in different habitats types. **Revista de Biología Tropical**, vol. 51, n. 1, p. 59-70, 2003.

ARAGÓN, R.; MONTTI, L.; AYUP, M.M.; FERNÁNDEZ, R. Exotic species as modifiers of ecosystem processes: Litter decomposition in native and invaded secondary forests of NW Argentina. **Acta Oecologica**, vol. 54, p. 21-28, 2014.

ASLAN, C.E. Implications of newly-formed seed-dispersals mutualisms between birds and introduced plants in Northern California, USA. **Biological Invasions**, vol. 13, p. 2829-2845, 2011.

ASLAN, C.; REJMÁNEK, M. Native fruit traits may mediate dispersal competition between native and non-native plants. **Neobiota**, vol. 12, p. 1-24, 2012.

AYUP, M.M.; MONTTI, L.; ARAGÓN, R.; GRAU, H.R. Invasion of *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in the Southern Yungas: Changes in habitat properties and decline in bird diversity. **Acta Oecologica**, vol. 54, p. 72-81, 2014.

BACKES, P. & IRGANG, B. **Árvores cultivadas no sul do Brasil: Guia de identificação e interesse paisagístico das principais espécies exóticas**. Porto Alegre. Palotti, 2004. 204p.

BROWN, B.J.; MITCHELL, R.J.; GRAHAM, S.A. Competition for pollination between an invasive species (purple loosestrife) and a native congener. **Ecology**, vol. 83, n. 8, p. 2328-2336, 2002.

CORDEIRO, J.; RODRIGUES, W.A.; ALBRECHT, L.P.; KRENCHINSKI, F.B. Contaminação biológica vegetal em fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, vol. 7, n. 2, p. 455-473, 2014.

DOGRA, K.S.; SOOD, S.K.; DOBHALL, P.K.; SHARMA, S. Alien plant invasion and their impact on indigenous species diversity at a global scale: A review. **Journal of Ecology and the Natural Environment**, vol. 2, n. 9, p. 175-186, 2010.

ELLSTRAND, N.C. Gene flow by pollen: Implications for plant conservation genetics. **Oikos**, vol. 63, n. 1, p. 77-86, 1992.

EMER, A.A.; OLIVEIRA, M.C.; ALTHAUS-OTTMANN, M.M. Biochemical composition and germination capacity of *Ligustrum lucidum* ait. seeds in the process of biological invasion. **Acta Scientiarum**, vol. 34, n. 3, p. 353-357, 2012.

GAVIER-PIZARRO, G.I.; KUEMMERLE, T.; HOYOS, L.E.; STEWART, S.I.; HUEBNER, C.D.; KEULER, N.S.; RADELOFF, V.C. Monitoring the invasion of an exotic tree (*Ligustrum lucidum*) from 1983 to 2006 with Landsat TM/ ETM + satellite data and Support Vector Machines in Córdoba, Argentina. **Remote Sensing and Environment**, 2012.

GUIDINI, A.L.; SILVA, A.C.; HIGUCHI, P.; ROSA, A.D.; SPIAZZI, F.R.; NEGRINI, M.; FERREIRA, T. de S.; SALAMI, B.; MARCON, A.K.; BUZZI JR., F. Invasão por espécies arbóreas exóticas em remanescentes florestais no Planalto Sul Catarinense. **Revista Árvore**, vol. 38, p. 469-478, 2014.

GUILHERMETTI, P.C.G.; VOGEL, G.F.; MATINKOSKI, L.; MOKOCHINSKI, F.M. Aspectos da distribuição de *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton em diferentes ecossistemas: Revisão bibliográfica. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, vol. 8., n. 5, p. 171-176, 2013.

GURVICH, D.E.; TECCO, P.A.; DÍAZ, S. Plant invasions in undisturbed ecosystems: The triggering attribute approach. **Journal of Vegetation Science**, vol. 16, p. 723-728, 2005.

HENDRY, A.P.; DAY, T. Population structure attributable to reproductive time: isolation by time and adaptation by time. **Molecular ecology**, vol. 14, p. 901-916, 2005.

HIGUCHI, P.; SILVA, A.C.; FERREIRA, T.S.; SOUZA, S.T.; GOMES, J.P.; SILVA, K.M.; SANTOS, K.F. Floristic composition and phytogeography of the tree component of Araucaria forest fragments in southern Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, vol. 35, n. 2, p. 145-157, 2012.

HOYOS, L.E.; GAVIER-PIZARRO, G.I.; KUEMMERLE, T.; BUCHER, E.H.; RADELOFF, V.C.; TECCO, P.A. Invasion of glossy privet (*Ligustrum lucidum*) and native forest loss in the Sierras Chicas of Córdoba, Argentina. **Biological Invasions**, vol. 12, p. 3261-3275, 2010.

HUANG, J.; HUANG, J.; LU, X.; MA, K. Diversity distribution patterns of Chinese endemic seed plant species and their implications for conservation planning. **Scientific Reports**, vol. 6, p. 12, 2016. doi: 10.1038/srep33913.

HULME, P.E. Invasive species challenge the global response to emerging diseases. **Trends in Parasitology**, vol. 30, n. 6, p. 267-270, 2014.

ISHII, H.T.; IWASAKI, A. Ecological restoration of a fragmented urban shrine forest in southeastern Hyogo Prefecture, Japan: Initial effects of the removal of invasive *Trachycarpus fortunei*. **Urban Ecosystems**, vol. 11, p. 309-316, 2008.

KOLAR, C. S.; LODGE, D.M. Progress in invasion biology: predicting invaders. **Trends in Ecology & Evolution**, vol. 16, n. 4, p. 199-204, 2001.

LARCHER, L.; NOGUEIRA, G.; BOEGER, M.R.T. Morphological plasticity and gas exchange of *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton in distinct light conditions. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, vol. 58, n. 6, 2015.

LEAL-ZANCHET, A.M.; BAPTISTA, V.; CAMPOS, L.M.; RAFFO, J.F. Spatial and temporal patterns of land flatworm assemblages in Brazilian Araucaria Forest. **Invertebrate Biology**, vol. 130, n. 1, p. 25-33, 2010.

LEVINE, J.M.; VILÀ, M.; D'ANTONIO, C.M.; DUKES, J.S.; GRIGULIS, K.; LAVOREL, S. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. **Proceedings of the Royal Society London B**, vol. 270, p. 775-781, 2003.

LOVELESS, M.D.; HAMRICK, J.L. Ecological determinants of genetic structure in plant populations. **Annual Reviews of Ecology and Systematics**, vol. 15, p. 65-95, 1984.

MATTHEWS, S. **América do Sul invadida: a crescente ameaça das espécies exóticas invasoras**. Curitiba: GISP – Programa Global de Espécies Invasoras, 2005, 80p.

MCGEOCH, M.A.; BUTCHART, S.H.M.; SPEAR, D.; MARAIS, E.; KLEYNHANS, E.J.; SYMES, A.; CHANSON, J.; HOFFMANN, M. Global indicators of biological invasions: species numbers, biodiversity impact and policy responses. **Diversity and Distributions**, vol. 16, p. 95-108, 2010.

MONTALDO, N.H. Dispersión por aves y éxito reproductivo de dos especies de *Ligustrum* (Oleaceae) em un relicto de selva subtropical em la Argentina. **Revista Chilena de Historia Natural**, vol. 66, p. 75-85, 1993.

ORTEGA, Y.K.; PEARSON, D.E. Weak vs. Strong invaders of natural plant communities: assessing invasibility and impact. **Ecological Applications**, vol. 15, n. 2, p. 651-661, 2005.

PYŠEK, P.; RICHARDSON, D.M. Invasive species, environmental change and management, and health. **Annual Reviews of Environmental and Resources**, vol. 35, p. 35-55, 2010.

REGINATO, M., MATOS, F. B., LINDOSO, G. S., SOUZA, C. M. F. PREVEDELLO, MORAIS, J. W. & EVANGELISTA, P. H. L. A vegetação na reserva Mata Viva Curitiba, Paraná, Brasil. **Acta Biologica Paranaense**, vol. 37, p. 229-252, 2008.

REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D. What attributes make some plants species more invasive? **Ecology**, vol. 77, n. 6, p. 1655-1661, 1996.

REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D. Trees and shrubs as invasive alien species – 2013 update of the global database. **Diversity and distributions**, vol. 19, p. 1093-1094, 2013.

RICHARDSON, D.M.; REJMÁNEK, M. Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. **Diversity and distributions**, vol. 17, p. 788-809, 2011.

ROUMET, M.; NOILHAN, C.; LATREILLE, M.; DAVID, J.; MULLER, M.H. How to scape from crop-to-weed gene flow: phenological variation and isolation by time within weedy sunflower populations. **New Phytologist**, vol. 197, p. 642-654, 2013.

RUSSEL, J.C.; BLACKBURN, T.M. The rise of invasive species denialism. **Trends in Ecology and Evolution**, vol. 32, n. 1, p. 3-6, 2017.

SAKAI, A.K.; ALLENDORF, F.W.; HOLT, J.S.; LODGE, D.M.; MOLOFSKI, J.; WITH, K.A.; BAUGHMAN, S.; CABIN, R.J.; COHEN, J.E.; ELLSTRAND, N.C.; MCCAULEY, D.E.; O'NEIL, P.; PARKER, I.M.; THOMPSON, J.N.; WELLER, S.G. The population biology of invasive species. **Annual Reviews in Ecology and Systematic**, vol. 32, p. 305-332, 2001.

SELBO, S.M.; SNOW, A.A. Flowering phenology and genetic similarity among local and recently introduced populations of *Andropogon gerardii* in Ohio. **Restoration Ecology**, vol. 13, n. 3, p. 441-447, 2005.

SIMBERLOFF, D. How much information on population biology is needed to manage introduced species? **Conservation Biology**, vol. 17, n. 1, p. 83-92, 2003.

SULLIVAN, J.J.; TIMMINS, S.M.; WILLIAMS, P.A. Movement of exotic plants into coastal native forests from gardens in northern New Zealand. **New Zealand Journal of Ecology**, vol. 29, p. 1-10, 2005.

TECCO, P.A.; DÍAZ, S.; CABIDO, M.; URCELAY, C. Functional Traits of alien plants across contrasting climatic and land-use regimes: do alien join the locals or try harder then them? **Journal of Ecology**, vol. 98, p. 17-27, 2010.

TECCO, P.A.; PAIS-BOSCH, A.I.; FUNES, G.; MARCORA, P.I.; ZEBALLOS, S.R.; CABIDO, M.; URCELAY, C. Mountain invasions on the way: are there climatic constraints for the expansion of alien woody species along an elevation gradient in Argentina? **Journal of Plant Ecology**, vol. 9, n. 4, p. 380-392, 2016.

THEOHARIDES, K.A.; DUKES, J.F. Plant invasion across space and time: factors affecting nonindigenous species success during the stages of invasion. **New Phytologist**, vol. 176, p. 256-273, 2007.

WALKER, N.F.; HULME, P.E.; HOELZEL, A.R. Population genetics of an invasive species, *Heracleum mantegazzianum*: implications for the role of life history, demographics and independent distributions. **Molecular Ecology**, vol. 12, p. 1747-1756, 2003.

WANIA, A.; KÜNH, I.; KLOTZ, S. Plant richness patterns in agricultural and urban landscapes in Central Germany – spatial gradients of species richness. **Landscape and Urban Planning**, vol. 75, p. 97-110, 2006.

WEIS, A.E. On the potential strength and consequences for nonrandom gene flow caused by local adaptation by flowering time. **Journal of Evolutionary Biology**, vol. 28, p. 699-714, 2015.

WILCOX, M. Tree privet (*Ligustrum lucidum*) – a controversial plant. **Auckland Botanical Society**, vol. 55, n. 2, p. 72-74, 2000.

WOLKOVICH, E.M.; CLELAND, E.E. The phenology of plant invasions: a community ecology perspective. **Frontiers in Ecology and Environment**, vol. 9, n. 5, p. 287-294, 2011.

CAPÍTULO 1

FENOLOGIA DE *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton (OLEACEAE) EM FRAGMENTOS DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA NA CIDADE DE CURITIBA (PR)

Resumo

O clima influencia a fenologia das espécies nativas e também afeta o sucesso de espécies introduzidas uma vez que diferentes padrões fenológicos podem resultar em vantagem competitiva para as espécies invasoras. *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) é uma planta arbórea invasora nas cidades do sul do Brasil, possui alto potencial invasor e prejudica a maioria das espécies de plantas nativas. Este estudo teve como objetivos descrever os eventos fenológicos de *L. lucidum* em fragmentos de FOM e identificar a influência do clima sobre essas fenofases. Foram selecionados 49 indivíduos de *L. lucidum* em três áreas de Curitiba (PR) que foram observados durante 24 meses. Foram monitoradas a presença e a ausência de fenofases vegetativas e reprodutivas. Cada fenofase foi comparada às variáveis ambientais através da Correlação de Spearman. *Ligustrum lucidum* apresentou fenofases vegetativas e/ ou reprodutivas durante o ano inteiro. As fenofases de brotamento, botão floral e antese ocorreram nos meses quentes e as relacionadas à frutificação, nos meses frios. *Ligustrum lucidum* apresentou antese no mesmo período que as espécies nativas, mas a frutificação ocorreu em períodos distintos. O comprimento do dia, a insolação, a radiação e a temperatura foram as variáveis correlacionadas com os eventos fenológicos de *L. lucidum*, sendo o comprimento do dia e a temperatura, as mais importantes. O sucesso da espécie no processo de invasão pode estar relacionado às diferenças entre os nichos climáticos de *L. lucidum* e das espécies nativas da FOM, o que resulta em diferentes nichos temporais. Isso demonstra como a fenologia pode ter um papel importante no estabelecimento e propagação de espécies invasoras. Os efeitos das variáveis ambientais sobre as fenofases de *L. lucidum* parecem estar relacionados com a eficiência na aquisição e na alocação de recursos, que de certa forma, também auxiliam o estabelecimento da espécie no ambiente invadido.

Palavras-chave: *alfeneiro*, *fenofases*, *filtros abióticos*, *nicho temporal*, *plantas invasoras*.

PHENOLOGY OF *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton (OLEACEAE) IN ARAUCARIA FOREST FRAGMENTS IN CURITIBA (PR)

Abstract

The climate influences native species phenology and also the success of introduced species since different phenological patterns might result in competitive advantage for the invasive species. *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) is an invasive tree species in Southern Brazil. This species has high invasive potential and harms native plant species. This study described the phenological events of *L. lucidum* in Araucaria Forest fragments and evaluated the influence of climate on the phenophases. During 24 months, 49 individuals of *L. lucidum* from three areas in Curitiba (PR) were observed. The vegetative and the reproductive phenophases were monitored. Each phenophase was compared to the environmental variables through Spearman's Correlation. *Ligustrum lucidum* presented vegetative and/ or reproductive phenophases throughout the year. The leaf and the flower budding, and the anthesis occurred in the hottest months and unripe and ripe fruits occurred in the coldest months. *Ligustrum lucidum* showed anthesis in the same period as the native species, but fruiting occurred in different periods. The day length, the intensity of insolation and radiation, and the temperature were the variables correlated with the *L. lucidum* phenological events, among which day length and the temperature were the most important. The species success in the invasion process might be connected to the differences between the climate niche of *L. lucidum* and the native species, which results in different temporal niches. This illustrates how phenology has an important role in the establishment and spread of invasive species. The environmental variables effects upon the *L. lucidum* phenophases seem to be related to the efficiency in resource acquisition and allocation, which somehow, also help the species establishment in the invaded area.

Keywords: *glossy privet, phenophases, abiotic filters, temporal niche, invasive plants.*

Introdução

Devido à magnitude dos impactos que podem causar, as espécies invasoras são uma grande ameaça à biodiversidade e são ranqueadas atualmente como um dos maiores desafios na área da conservação (MCGEOCH *et al.*, 2010; RUSSEL & BLACKBURN, 2017). Por isso, determinar os fatores que facilitam o processo de invasão e entender como eles interagem com as características ambientais, permitindo às espécies invasoras colonizar novos ambientes, e as consequências ecológicas relacionadas a este processo, é essencial no estudo da ecologia de invasões (THEOHARIDES & DUKES, 2007; GODOY *et al.*, 2009; GIBSON *et al.*, 2011).

Quando ultrapassam suas barreiras naturais de dispersão e são introduzidas, essas espécies estão sujeitas aos filtros abióticos da região invadida, como as condições climáticas locais (RICHARDSON *et al.*, 2000). Em plantas, alguns dos indicadores mais sensíveis de como elas respondem a essas novas condições, que podem ser favoráveis ou estressantes, são o período, a duração e a abundância de eventos vegetativos ou reprodutivos, as fenofases (FERNANDES *et al.*, 2015; MORAIS & FREITAS, 2015). O estudo dessas relações entre ocorrências temporais de eventos biológicos e variáveis climáticas é denominado fenologia (RATHKE & LACEY, 1985; FERNANDES *et al.*, 2015; MORELLATO *et al.*, 2016). Uma vez que esse processo reflete as estratégias fisiológicas e morfológicas na utilização de recursos, ele é de extrema importância para a sobrevivência e reprodução de uma espécie e pode desempenhar um papel importante no sucesso de algumas plantas invasoras (DECH & NOSKO, 2004; WOLKOVICH & CLELAND, 2011; MORAIS & FREITAS, 2015).

Da mesma forma que as variações climáticas influenciam os eventos fenológicos das espécies nativas, elas também afetam diretamente o sucesso de espécies introduzidas (CASTRO-DÍEZ *et al.*, 2003; GODOY *et al.*, 2009; WALTHER *et al.*, 2009). Modelos de invasão que dependem da fenologia têm relação com o conceito de nicho e sugerem que diferentes padrões fenológicos podem resultar em vantagem competitiva para as espécies, principalmente em relação à dispersão de novos indivíduos (ZOTZ *et al.*, 2000; GODOY *et al.*, 2009; MACDOUGALL *et al.*, 2009). Uma vez que flores e/ou frutos das plantas invasoras sejam oferecidos em épocas de escassez de recursos por plantas nativas, as primeiras podem reduzir a competição por polinizadores e dispersores (BROWN *et al.*, 2002; ASLAN & REJMÁNEK, 2012), e dessa forma, garantir a reprodução e promover a chegada de novos indivíduos frente às espécies nativas.

A Floresta Ombrófila Mista (FOM) representa uma das principais formações vegetais do sul do Brasil e assim como a maioria das florestas brasileiras, encontra-se bastante

fragmentada devido ao histórico de ocupação e utilização do solo para a agricultura, criação de gado e, mais recentemente, para a plantação de espécies de interesse industrial e madeireiro (LEAL-ZANCHET *et al.*, 2010, HIGUCHI *et al.*, 2012). Além desses fatores, a FOM sofre também com a presença de espécies de plantas invasoras (BLUM *et al.* 2004; REGINATO *et al.*, 2008; CORDEIRO *et al.* 2014; GUIDINI *et al.*, 2014), o que aumenta ainda mais a pressão sobre esse ecossistema que já se encontra fragilizado por causa da atividade humana.

Ligustrum lucidum W.T. Aiton (Oleaceae) é uma planta arbórea invasora que foi introduzida nas cidades do sul do Brasil nas décadas de 60 e 70 e tem se tornado um grande problema principalmente na FOM (BACKES & IRGANG, 2004; MATTHEWS, 2005). A espécie possui alto potencial invasor, é monoica, apresenta uma grande produção de sementes, dispersão eficaz, baixa exigência de recursos para germinação e/ ou florescimento, crescimento rápido de plântulas e alta capacidade reprodutiva, características típicas de espécies colonizadoras ou pioneiras (MONTALDO, 1993; REJMÁNEK & RICHARDSON, 1996; WILCOX, 2000; ARAGÓN & GROOM, 2003; GURVICH *et al.*, 2005; ASLAN, 2011; EMER *et al.*, 2012; AGUIRRE-ACOSTA *et al.*, 2014; TECCO *et al.*, 2016).

Uma vez que alcança o dossel, *L. lucidum* prejudica a maioria das espécies de plantas nativas por criar condições de baixa luminosidade, dificultando a regeneração nos vários estratos florestais e dominando áreas de matas nativas (HOYOS *et al.*, 2010). Essa dominância gera uma estruturação homogênea das florestas invadidas, o que resulta em habitats menos favoráveis para uma avifauna diversa (AYUP *et al.*, 2014). Além do Brasil, a espécie é considerada invasora em vários países da América do Sul, América do Norte, Oceania, Ásia e África, além de ser encontrada em algumas ilhas do Oceano Atlântico e do Pacífico (WILCOX, 2000; ARAGÓN & GROOM, 2003; ISHII & IWASAKI, 2008; HOYOS *et al.*, 2010; ASLAN, 2011; GUILHERMETTI *et al.*, 2013; REJMÁNEK & RICHARDSON, 2013; LARCHER *et al.*, 2015).

Este estudo teve como objetivos: 1) descrever os eventos fenológicos de *L. lucidum* em fragmentos urbanos de Floresta Ombrófila Mista e 2) identificar a influência do clima sobre as fenofases da espécie. Espera-se que as variáveis ambientais que apresentam sazonalidade na área de estudo, como o comprimento do dia, a pluviosidade, a radiação e a temperatura, sejam as que mais influenciam a fenologia de *L. lucidum*.

Material e métodos

Áreas de estudo

Foram utilizadas três áreas de fragmentos de FOM na cidade de Curitiba (PR) para as observações fenológicas: o Campus Centro Politécnico da Universidade Federal do Paraná ($25^{\circ}26'51,6''\text{S}$ e $49^{\circ}14'03,5''\text{W}$), o Bosque João Paulo II ($25^{\circ}24'32,0''\text{S}$ e $49^{\circ}16'08,8''\text{W}$) e o Parque São Lourenço ($25^{\circ}23'01,1''\text{S}$ e $49^{\circ}15'55,9''\text{W}$; FIGURA 1).

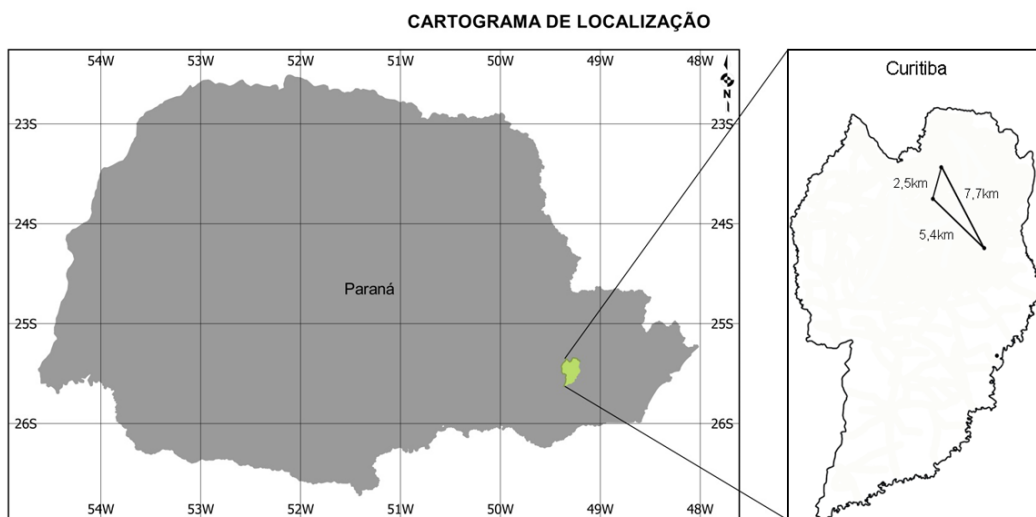


Figura 1 - Localização das áreas de estudo no município de Curitiba (PR).

O clima da região é subtropical úmido mesotérmico, sem estação seca definida, com verões amenos e invernos com geadas frequentes, sendo classificado como *Cfb* segundo a classificação de Köppen. De acordo com os dados fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), relativos às condições meteorológicas da área desde 1994, as temperaturas médias anuais nos meses quentes e frios são aproximadamente $20,0^{\circ}\text{C}$ e $15,4^{\circ}\text{C}$ e a temperatura média anual é $17,7^{\circ}\text{C}$. A umidade relativa média anual é de 80%, a altitude é cerca de 900m e a precipitação média anual é 1637,9 mm.

Dados referentes ao período entre 1994 e 2014 demonstram a existência de uma sazonalidade para a precipitação e temperatura (FIGURA 2). O período de chuvas é concentrado entre os meses de setembro a março, sendo o intervalo entre os meses de abril a agosto os mais secos, com pequenos picos de chuva em junho e julho. A temperatura apresenta os maiores valores no intervalo entre os meses de outubro a abril. Apenas em dezembro, janeiro, fevereiro e março as médias das temperaturas mensais são maiores do que 20°C . Entre os meses de maio e setembro estão os valores mais baixos encontrados para as médias das temperaturas. A umidade relativa do ar permanece constante durante praticamente o ano inteiro, apresentando valores em torno de 80%.

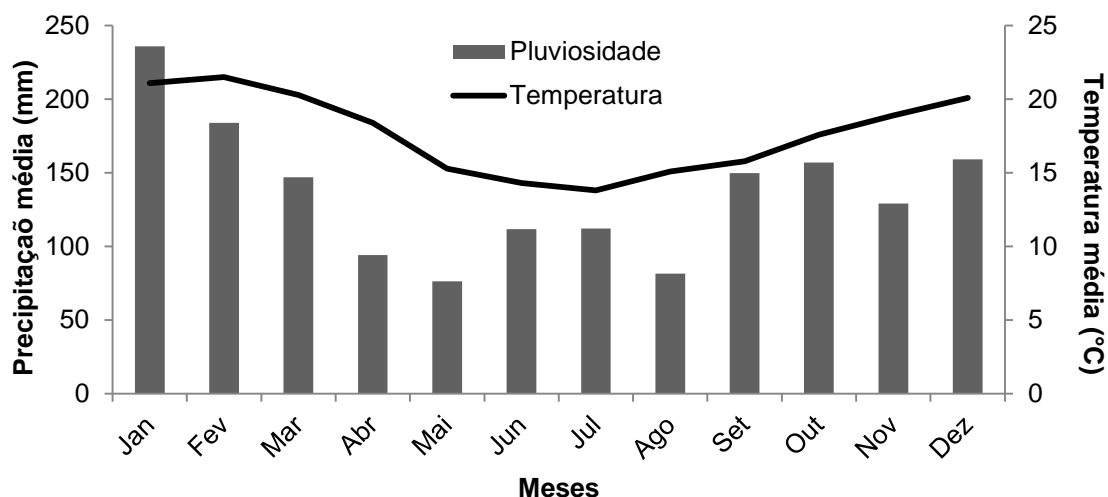


Figura 2 - Precipitação média mensal (mm) e Temperatura média mensal (°C) na área de estudo. Os dados foram fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e compilam medições entre 1994 e 2014.

Assim como a temperatura e a pluviosidade, o comprimento do dia também apresenta um padrão característico na área de estudo (FIGURA 3). Os meses com dias mais longos são novembro, dezembro e janeiro (13,3; 13,7 e 13,5 horas de luz respectivamente) e os meses com dias mais curtos são maio, junho e julho com valores de 10,8; 10,5 e 10,7 horas de luz, respectivamente.

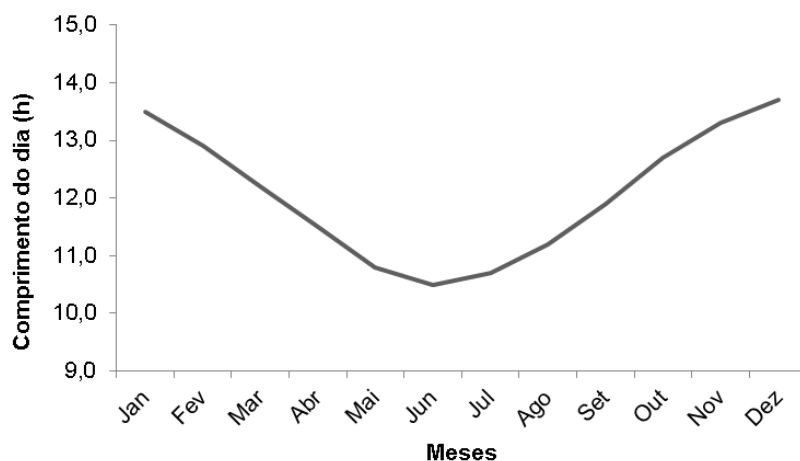


Figura 3 – Comprimento do dia na área de estudo (h). Os dados compilam medições entre 1994 e 2014.

Variáveis ambientais

Entre o período de junho de 2015 até maio de 2017, os dados climáticos foram registrados por uma estação meteorológica automática do INMET localizada na cidade de

Curitiba (25°26'55,5"S e 49°13'50,9"W). As variáveis medidas pela estação foram a temperatura (°C), a umidade (%), a precipitação (mm), a radiação solar (kJ/ m²) e a insolação (h), que é o número de horas em que a luz do sol chega até a superfície terrestre sem interferência de nuvens. Os dados de comprimento do dia (h) utilizados estão disponíveis no endereço eletrônico <https://www.timeanddate.com/>.

Durante o período do estudo, a temperatura apresentou a sazonalidade típica do clima da região, com os maiores valores no intervalo entre os meses de outubro a abril e os valores mais baixos encontrados entre os meses de maio e setembro (FIGURA 4A). A temperatura média mais alta ocorreu em fevereiro de 2017 (23,9°C), com temperatura média máxima de 29,2°C, e a mais baixa em junho de 2016 (11,9°C), com temperatura média mínima de 8,0°C. As condições médias de luz dos locais de estudo foram em torno de 820,8 ± 240,0 μmol/ m².

A pluviosidade também apresentou o padrão típico da região, característico por ser chuvoso entre setembro e março e mais seco entre abril e agosto, com exceção para o período de setembro de 2016 a março de 2017, no qual a precipitação mensal acumulada ficou bem abaixo do esperado para a época (FIGURA 4A). O mês que apresentou maior precipitação foi fevereiro de 2016 (295,8mm) e agosto de 2015 foi o mês com menor precipitação (26,0mm). O comprimento do dia e a umidade foram semelhantes ao padrão encontrado nos anos anteriores.

A insolação mensal acumulada foi maior do que 100 horas em quase todos os meses, com exceção para os meses entre outubro e dezembro de 2015 (FIGURA 4B). Houve oscilação durante o período de estudo, porém sem um padrão de ocorrência. O mês com maior insolação acumulada foi agosto de 2015 (229,8h) e o mês com o menor valor foi novembro do mesmo ano (60,2h). A radiação, de modo geral, seguiu o padrão encontrado na região (FIGURA 4B). Os maiores valores de radiação ocorreram nos meses quentes, com destaque para fevereiro de 2017 (1553,4 kJ/ m²) e os menores valores nos meses frios, sendo maio de 2016 o mês com menor valor (835,8 kJ/ m²).

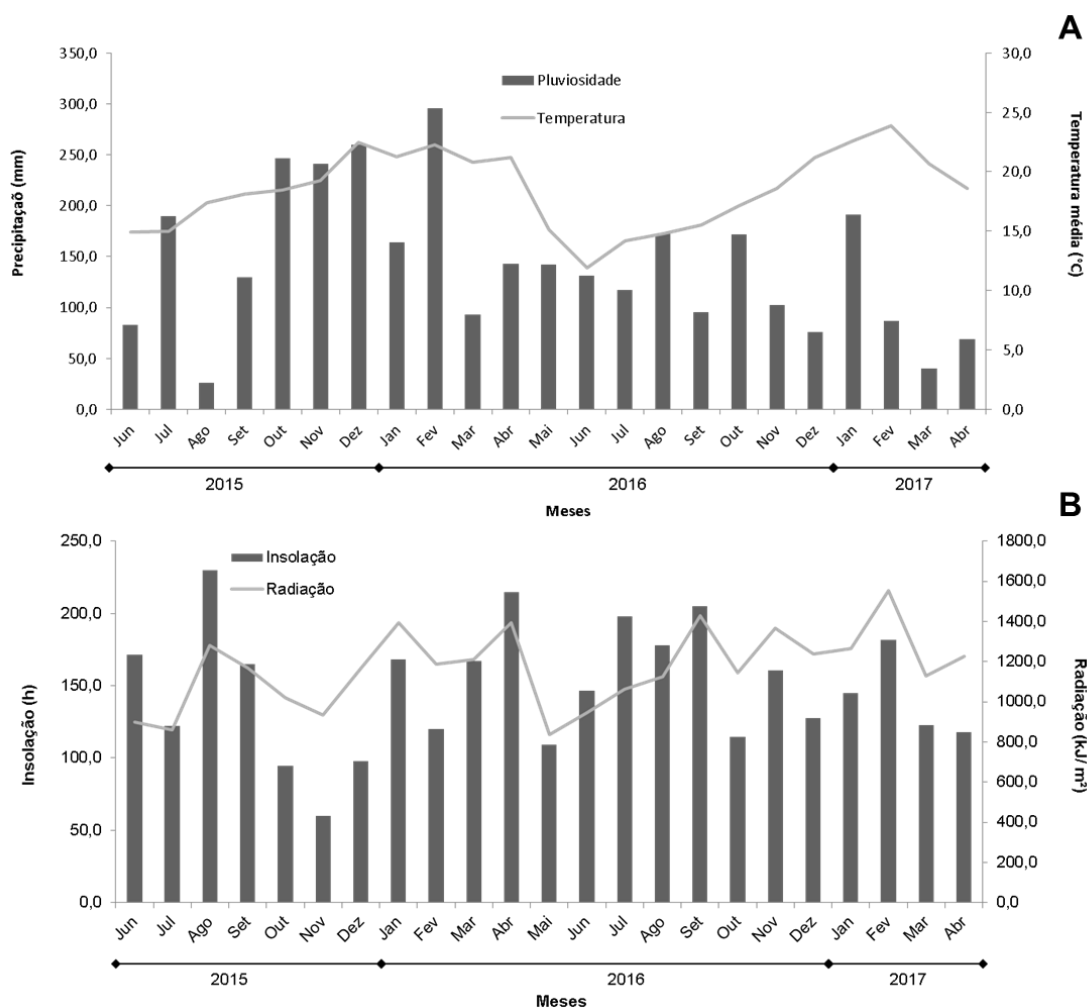


Figura 4 – Padrões climáticos gerais durante o período do estudo. A) Pluviosidade mensal acumulada e temperatura média mensal; B) Insolação mensal acumulada e radiação média mensal.

Observações fenológicas

Para as análises dos eventos fenológicos da espécie foram selecionados 49 indivíduos adultos de *L. lucidum*, sendo 17 deles no Campus Centro Politécnico e no Bosque João Paulo II e 15 no Parque São Lourenço. Para cada indivíduo, o diâmetro à altura do peito (DAP; cm) e a altura (m) foram medidos. Indivíduos que apresentaram DAP >10 centímetros, altura >6,0 metros e visibilidade suficiente da copa para observar as fenofases foram incluídos na amostragem. Todos os indivíduos foram georeferenciados e marcados com fitas plásticas coloridas e posteriormente numeradas. A distância entre eles foi de aproximadamente 10 metros.

Os estudos fenológicos foram conduzidos de junho de 2015 até maio de 2017, totalizando 24 meses de observação. As observações foram realizadas a cada 15 dias. A

cada campanha de observação, as plantas selecionadas foram monitoradas em relação à presença e a ausência de fenofases vegetativas e reprodutivas (FIGURA 5). O brotamento foi a única fenofase vegetativa avaliada. Considerando as fenofases reprodutivas, foram avaliadas a presença de botão floral, antese, frutos imaturos e frutos maduros.

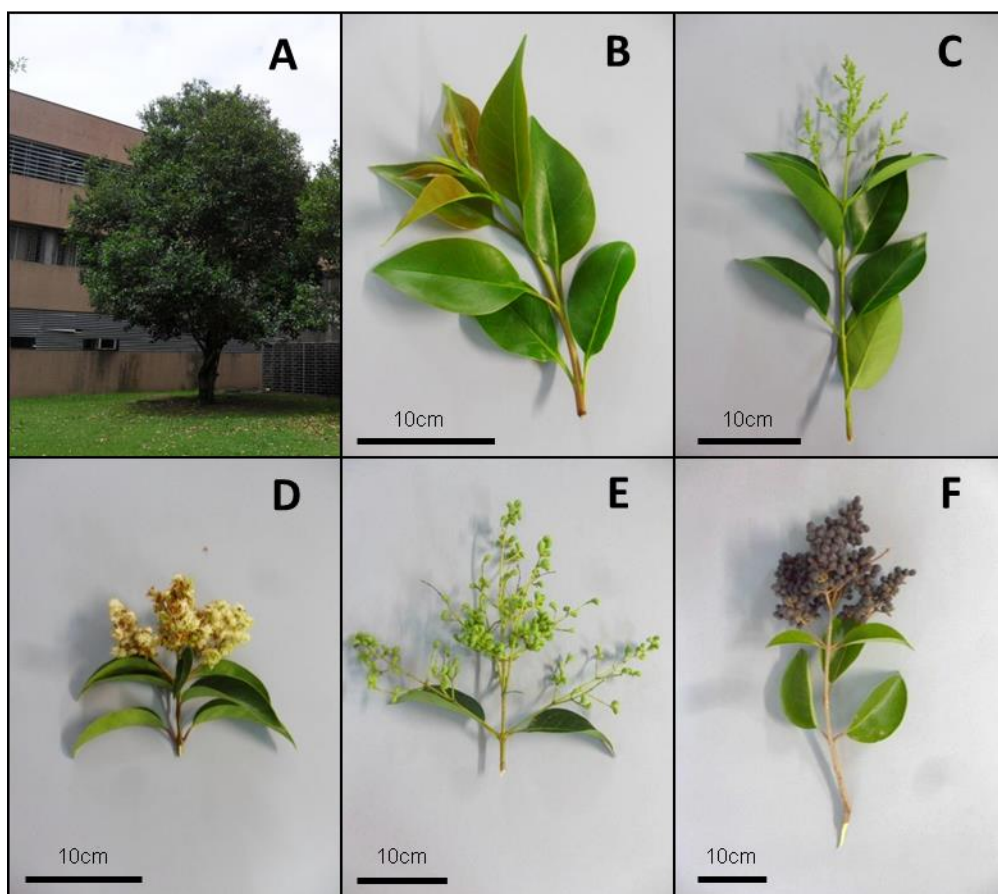


Figura 5 – *Ligustrum lucidum* e as fenofases registradas durante o período de estudo. A) árvore adulta; B) Brotamento; C) Botão floral; D) Antese; E) Fruto imaturo; F) Fruto maduro.

A presença e a intensidade de cada fenofase foram determinadas individualmente através de uma escala semi-quantitativa com valores variando de 0 a 4, que representam a porcentagem de cobertura da copa por uma fenofase (FOURNIER, 1974; TABELA 1). Através dessa abordagem, foram calculados o Índice de Atividade (*IA*) e o Índice de Fournier (*IF*) (BENCKE & MORELLATO, 2002). A utilização de ambos é recomendada para descrever a intensidade e a sincronia de eventos fenológicos para uma dada espécie ou um grupo de espécies (MORELLATO *et al.*, 2010). O *IA* representa o período de atividade de cada fenofase e foi determinado pela presença ou ausência de cada uma das fases (BENCKE & MORELLATO, 2002), permitindo dizer a proporção de árvores que estão apresentando cada fase observada (MORELLATO *et al.*, 2010). O *IF* consiste na soma dos valores de intensidade encontrados para cada indivíduo dividido pelo número máximo possível considerando uma fenofase (número de indivíduos multiplicado por quatro;

EQUAÇÃO 1), estimando, dessa forma, a intensidade aproximada de cada fenofase observada (FOURNIER, 1974; BENCKE, 2005). Na equação, n é o número de indivíduos amostrados em uma população, e x_i é o valor atribuído na escala semi-quantitativa ao indivíduo i . Ambos os índices são expressos em porcentagem.

Tabela 1 - Escala de Fournier utilizada para quantificar as fenofases observadas.

Código utilizado	Característica observada
0	Ausência da fenofase observada
1	Presença da fenofase com uma magnitude entre 1 e 25%
2	Presença da fenofase com uma magnitude entre 26 e 50%
3	Presença da fenofase com uma magnitude entre 51 e 75%
4	Presença da fenofase com uma magnitude entre 76 e 100%

$$IF = \left[\sum_{i=1}^n x_i / (n * 4) \right] * 100$$

Equação 1 – Índice de Intensidade de Fournier

Análise dos dados

Os valores dos índices gerados para cada fenofase durante o período de observação foram comparados às variáveis ambientais através da Correlação de Spearman (r_s). Foram considerados o mês da observação da fenofase e três meses antes da mesma a fim de verificar a existência de um intervalo entre a ocorrência de eventos climáticos e as respostas das plantas. Embora ocorra interação entre as variáveis ambientais (TABELA 1 – material suplementar), decidiu-se utilizar correlações simples a fim de investigar quais delas, de maneira independente, mais se relacionam aos eventos fenológicos apresentados por *L. lucidum*. Para realizar essas análises, foi utilizado o pacote *stats* do ambiente estatístico R (2015, versão 3.2.1, R Foundation for Statistical Computing, Viena, Áustria; <http://www.R-project.org>).

Resultados

Eventos fenológicos

Ligustrum lucidum apresentou fenofases vegetativas e/ ou reprodutivas durante o ano inteiro (FIGURA 6). O brotamento ocorreu de setembro a maio nos dois anos analisados. Os picos de atividade ocorreram no mês de outubro em 2015 e em novembro de 2016 (FIGURAS 7A e 8A). Nos meses de junho e julho de 2015 e em agosto de 2016 não houve formação de novas folhas.

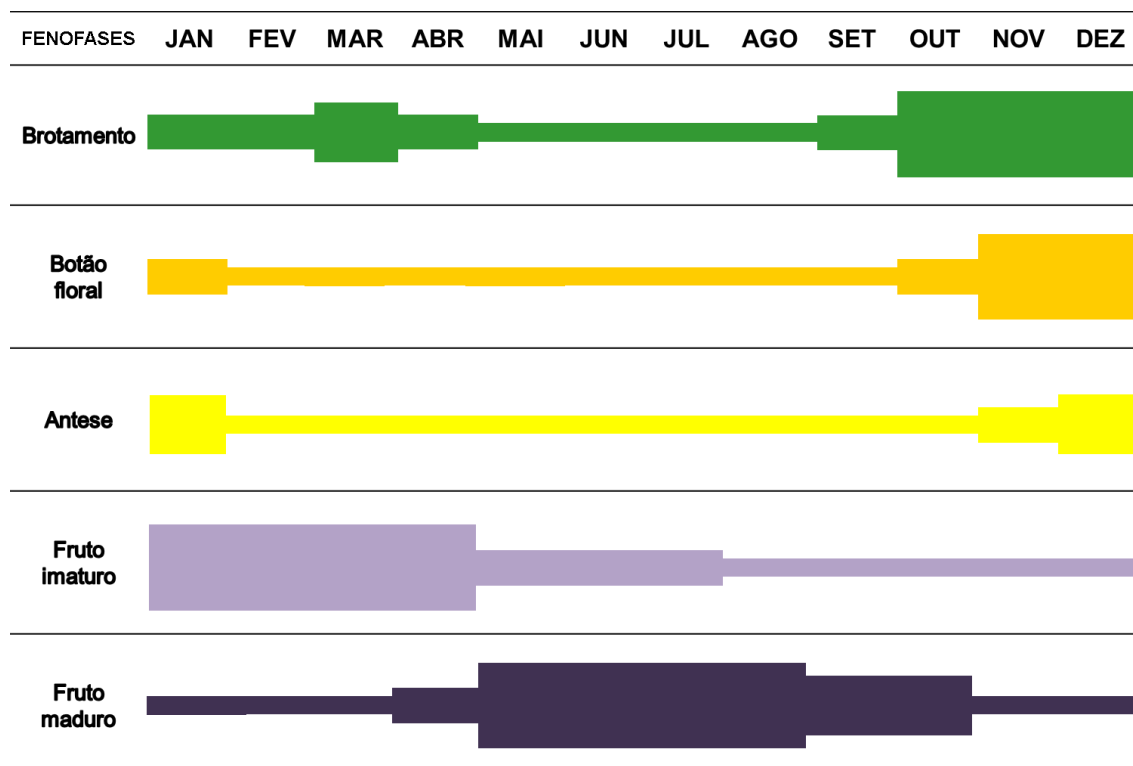


Figura 6 - Diagrama fenofásico de *Ligustrum lucidum* relativo à área e ao período analisado. Estão representadas as fenofases de brotamento, botão floral, antese, fruto imaturo e fruto maduro. As barras indicam o Índice de atividade (IA) e as suas espessuras representam um intervalo de 25% de ocorrência.

Logo após o período vegetativo atingir seu pico, houve um aumento na formação de botões florais, que ocorreram com maior frequência entre os meses de setembro e janeiro em 2015 e entre setembro e fevereiro em 2016 (FIGURAS 7B e 8B). O pico da fenofase de botão floral ocorreu em dezembro nos dois anos de estudo. Durante o outono, esta fenofase surgiu novamente, porém com menor intensidade. A antese ocorreu com maior frequência entre os meses de outubro e fevereiro, período mais quente do ano (FIGURAS 7B e 8B). O pico de atividade foi observado em dezembro de 2015 e janeiro de 2016. Durante o inverno, a antese também ocorreu, porém com uma frequência menor. Não foram observadas flores em antese nos meses de setembro de 2016 e em março de 2017. O período de julho a setembro de 2016 foi diferente do observado no mesmo período em 2015.

O aparecimento de frutos imaturos iniciou com o aumento da temperatura entre outubro e dezembro, e atingiu seu pico entre fevereiro e abril (FIGURAS 7C e 8C). A partir de maio, esta fenofase apresentou menor frequência e intensidade, sendo os meses de setembro e outubro de 2015 e o período entre junho e dezembro de 2016 os que apresentaram os menores valores de IA e IF. A presença de frutos maduros ocorreu durante quase todo o ano, porém com maior expressão entre junho e agosto de 2015 e entre maio e

setembro de 2016, períodos de temperaturas mais baixas (FIGURAS 7C e 8C). O pico da produção de frutos maduros foi observado nos meses de agosto de 2015 e julho de 2016.

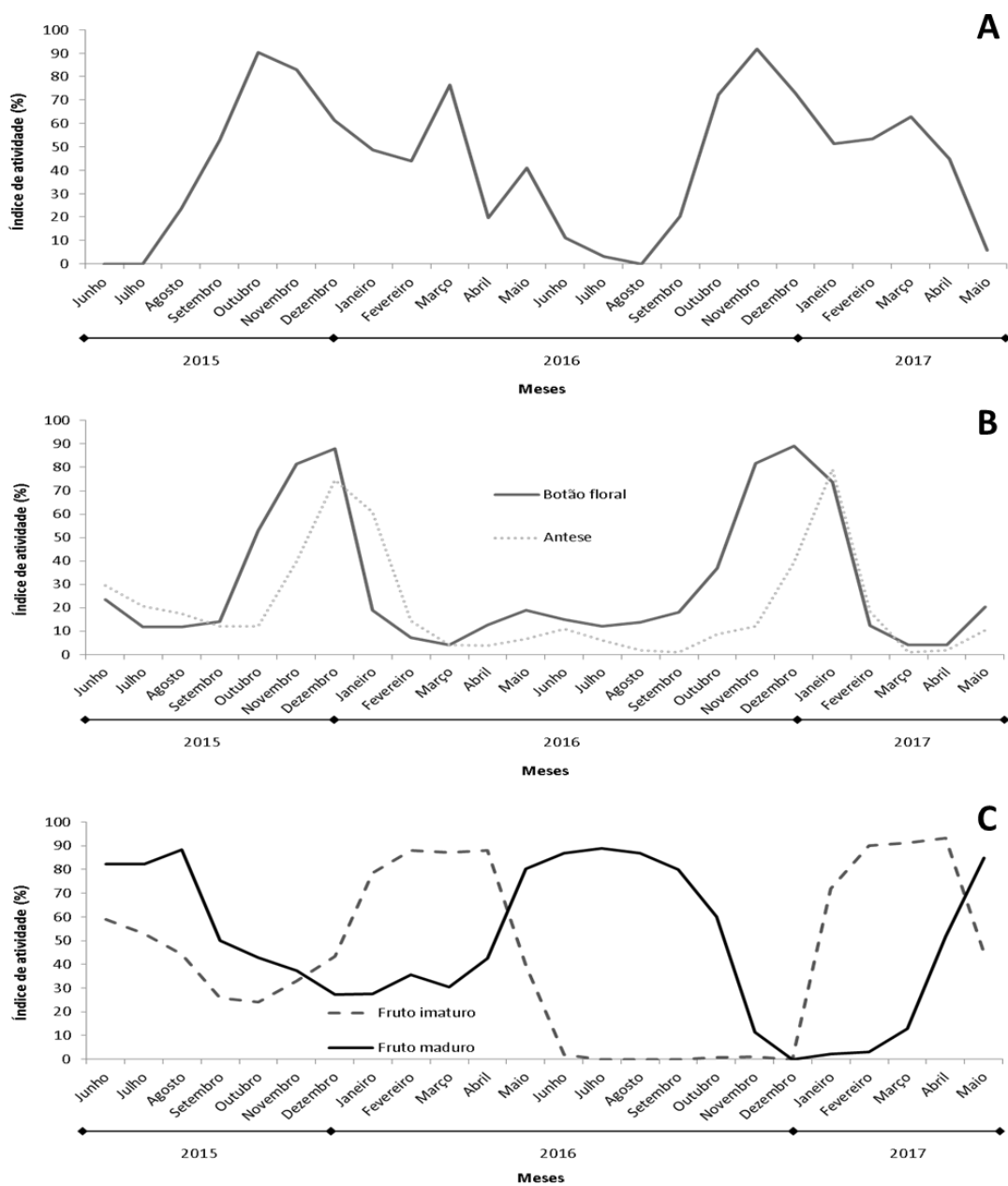


Figura 7 – Índice de atividade correspondente aos eventos fenológicos de *Ligustrum lucidum* apresentados no período de estudo. A) Brotamento; B) Botão floral e Antese; C) Fruto imaturo e Fruto maduro.

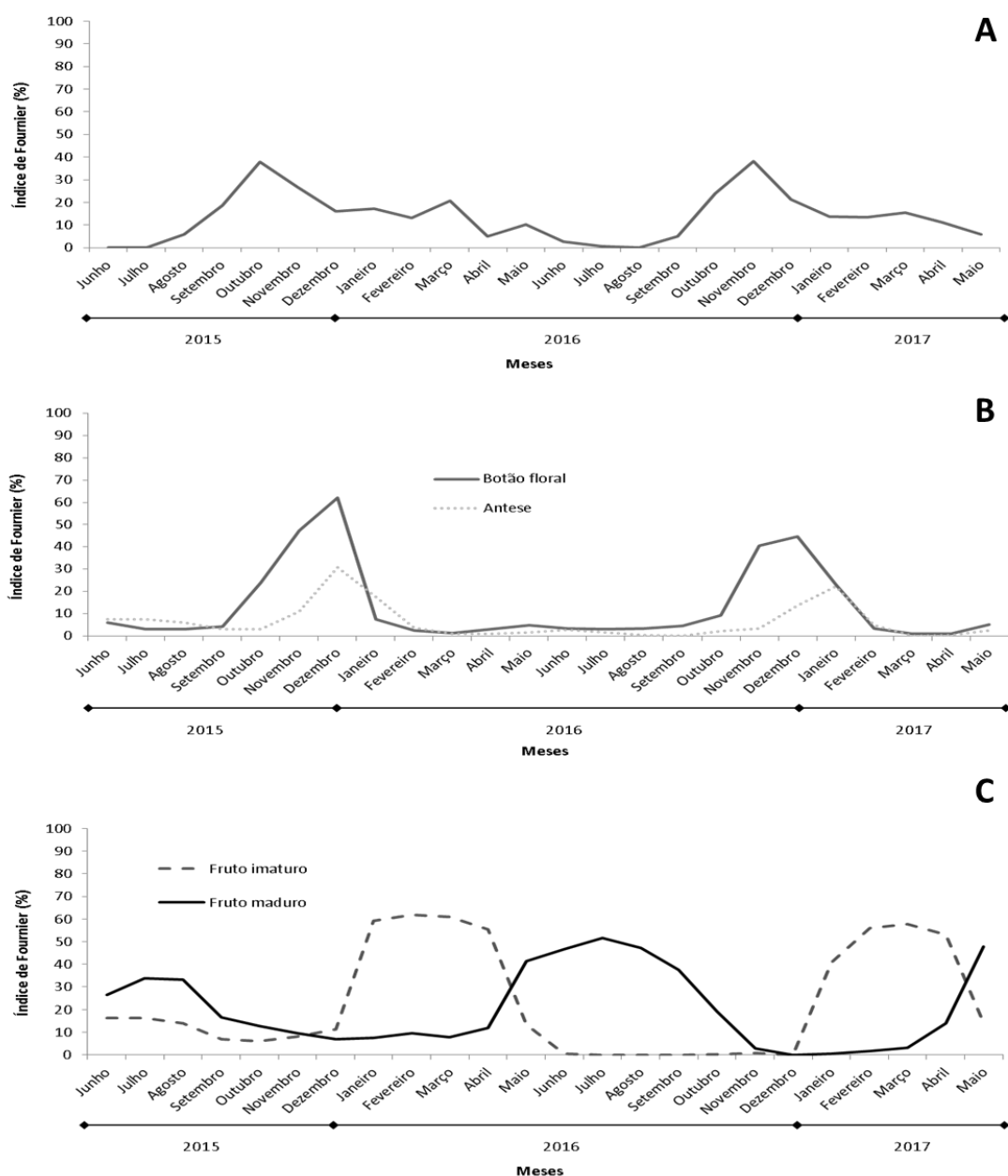


Figura 8 – Índice de Fournier correspondente aos eventos fenológicos de *Ligustrum lucidum* apresentados no período de estudo. A) Brotamento; B) Botão floral e Antese; C) Fruto imaturo e Fruto maduro.

Influência das variáveis ambientais sobre as fenofases

O comprimento do dia, a insolação, a radiação e a temperatura foram as únicas variáveis que apresentaram correlação com os eventos fenológicos de *L. lucidum*, sendo o comprimento do dia e a temperatura as que apresentaram os maiores índices de correlação (TABELA 2).

Em relação ao brotamento, o comprimento do dia foi a variável com maior correlação, que foi diretamente proporcional tanto para o *IA* como para o *IF*, seguida pela insolação para o *IA*, que foi correlacionada inversamente (TABELA 2). O comprimento do dia do mês anterior para o *IA* também apresentou correlação positiva para essa fenofase.

Em relação à presença de botões florais, a temperatura de três meses anteriores foi a variável mais correlacionada, inversamente, com o *IA* e com o *IF* (TABELA 2). O comprimento do dia foi a variável mais relacionada positivamente ao período de antese apresentado pela espécie, tanto em relação ao *IA*, quanto em relação ao *IF* (TABELA 2).

O comprimento do dia e a temperatura, ambos referentes aos dois e três meses anteriores, foram as variáveis que apresentaram maior correlação com a fenofase de fruto imaturo (TABELA 2). Todas as correlações foram diretamente proporcionais. A temperatura do mês anterior também apresentou correlação positiva, porém apenas com o *IF*. Já a fenofase de fruto maduro apresentou uma forte correlação com o comprimento do dia, comprimento do dia do mês anterior e de dois meses anteriores, além da temperatura do mês atual e do mês anterior (TABELA 2). Todos apresentaram $r_s > 0,65$; e foram inversamente proporcionais, tanto para *IA* quanto para *IF*.

Tabela 2 - Variáveis ambientais correlacionadas com cada fenofase ($p \leq 0,05$) e seus respectivos índices de correlação (r_s). Comprimento do dia do mês atual (*CDia*); Comprimento do dia do mês anterior (*CDia (-1)*); Comprimento do dia de dois meses anteriores (*CDia (-2)*); Comprimento do dia de três meses anteriores (*CDia (-3)*); Insolação (*Ins*); Insolação do mês anterior (*Ins (-1)*); Insolação de três meses anteriores (*Ins (-3)*); Radiação (*Rad*); Radiação do mês anterior (*Rad (-1)*); Radiação de dois meses anteriores (*Rad (-2)*); Temperatura (*Temp*); Temperatura do mês anterior (*Temp (-1)*); Temperatura de dois meses anteriores (*Temp (-2)*); Temperatura de três meses anteriores (*Temp (-3)*).

Brotamento			
<i>IA</i>		<i>IF</i>	
Variáveis ambientais	r_s	Variáveis ambientais	r_s
<i>CDia</i>	0,72	<i>CDia</i>	0,70
<i>CDia (-1)</i>	0,58	<i>CDia (-1)</i>	0,55
<i>Ins</i>	-0,56	<i>Ins</i>	-0,51
<i>Temp</i>	0,47	<i>Rad (-1)</i>	0,49
<i>Rad (-1)</i>	0,46	<i>Temp</i>	0,44
		<i>Temp (-3)</i>	- 0,41
Botão floral			
<i>IA</i>		<i>IF</i>	
Variáveis ambientais	r_s	Variáveis ambientais	r_s
<i>Temp (-3)</i>	-0,56	<i>Temp (-3)</i>	-0,58

<i>CDia</i> (-3)	-0,48	<i>CDia</i>	0,48
<i>Ins</i> (-3)	0,42	<i>CDia</i> (-3)	-0,46
Antese			
IA		IF	
Variáveis ambientais	r_s	Variáveis ambientais	r_s
<i>CDia</i>	0,54	<i>CDia</i>	0,54
<i>Ins</i> (-1)	-0,47	<i>Ins</i> (-1)	-0,45
Fruto imaturo			
IA		IF	
Variáveis ambientais	r_s	Variáveis ambientais	r_s
<i>Temp</i> (-2)	0,81	<i>Temp</i> (-1)	0,77
<i>CDia</i> (-3)	0,79	<i>Temp</i> (-2)	0,76
<i>CDia</i> (-2)	0,73	<i>CDia</i> (-3)	0,75
<i>Temp</i> (-3)	0,63	<i>CDia</i> (-2)	0,72
<i>Temp</i>	0,56	<i>Temp</i>	0,58
<i>Ins</i> (-3)	-0,43	<i>Temp</i> (-3)	0,58
<i>CDia</i> (-1)	0,42	<i>Ins</i> (-3)	-0,48
		<i>CDia</i> (-1)	0,46
Fruto maduro			
IA		IF	
Variáveis ambientais	r_s	Variáveis ambientais	r_s
<i>CDia</i> (-1)	-0,89	<i>CDia</i> (-1)	-0,86
<i>Temp</i>	-0,85	<i>Temp</i>	-0,84
<i>CDia</i>	-0,82	<i>CDia</i>	-0,80
<i>Temp</i> (-1)	-0,69	<i>CDia</i> (-2)	-0,65
<i>CDia</i> (-2)	-0,68	<i>Temp</i> (-1)	-0,65
<i>Rad</i> (-1)	-0,55	<i>Rad</i> (-1)	-0,51
<i>Rad</i>	-0,41	<i>Rad</i>	-0,41
		<i>Rad</i> (-2)	-0,41

Discussão

Ligustrum lucidum apresentou eventos fenológicos ao longo de todo o ano na FOM. Em relação a latitudes mais altas, como na Argentina, há poucas diferenças em relação à fenologia reprodutiva. A fenofase de antese ocorre entre dezembro e janeiro e a frutificação entre junho e o início de novembro, com pico no mês de agosto (MONTALDO, 2000;

ARAGÓN & GROOM, 2003), pouco tempo depois do observado neste estudo. No Hemisfério Norte, a ocorrência das fenofases de *L. lucidum* é invertida em relação à fenologia observada no Brasil e na Argentina. Tanto na Flórida, estado americano onde *L. lucidum* é uma espécie invasora, quanto na China, onde *L. lucidum* é nativa, o período de antese ocorre entre maio e julho, meses quentes, e a frutificação nos meses frios, com a maturação dos frutos ocorrendo principalmente em janeiro (WILSON *et al.*, 2014, EFLORAS, 2017).

Comparando os eventos fenológicos reprodutivos de *L. lucidum* com estudos que descreveram a fenologia de espécies da FOM, pode-se observar que na fenofase de antese, *L. lucidum* apresentou, de maneira geral, o mesmo padrão das espécies nativas (FIGURA 9A). Já em relação à fenofase de fruto maduro, os padrões foram distintos (FIGURA 9B). Enquanto nas espécies nativas o período de maior atividade da fenofase encontra-se nos meses quentes, a ocorrência de frutos maduros de *L. lucidum* teve seu pico de atividade em pleno inverno. Um dos estudos corresponde a uma área de floresta mais afastada da área urbana (LIEBSCH & MIKICH, 2009) e o outro a um fragmento urbano na cidade de Curitiba (MARQUES *et al.*, 2004). Dentre todas as espécies avaliadas em ambos os estudos, foram consideradas apenas as espécies zoocóricas (TABELA 2 – material suplementar), que são as principais competidoras de *L. lucidum* na FOM.

Uma vez que frutifica com maior intensidade durante o inverno, época na qual a maioria das espécies zoocóricas nativas não produz frutos (MARQUES *et al.*, 2004; LIEBSCH & MIKICH, 2009), *L. lucidum* oferece em abundância um recurso que se encontra temporariamente escasso. Sendo assim, a espécie representa uma importante fonte de alimento para a avifauna da região, tanto em regiões de FOM, como em outros países onde a espécie é considerada invasora (MONTALDO, 1993; EKERT & BUCHER, 1999; SCHEIBLER & MELO-JÚNIOR, 2003; ASLAN, 2011). Em um estudo realizado na FOM que avaliou o consumo de frutos de *L. lucidum* por aves, o gênero *Turdus* foi o que apresentou maiores índices de consumo, seguido por espécies do gênero *Elaenia* (SCHEIBLER & MELO-JÚNIOR, 2003). Ambos os gêneros são encontrados nas áreas urbanas da região de Curitiba (STRAUBE *et al.*, 2014) e provavelmente são dispersores de sementes de *L. lucidum*.

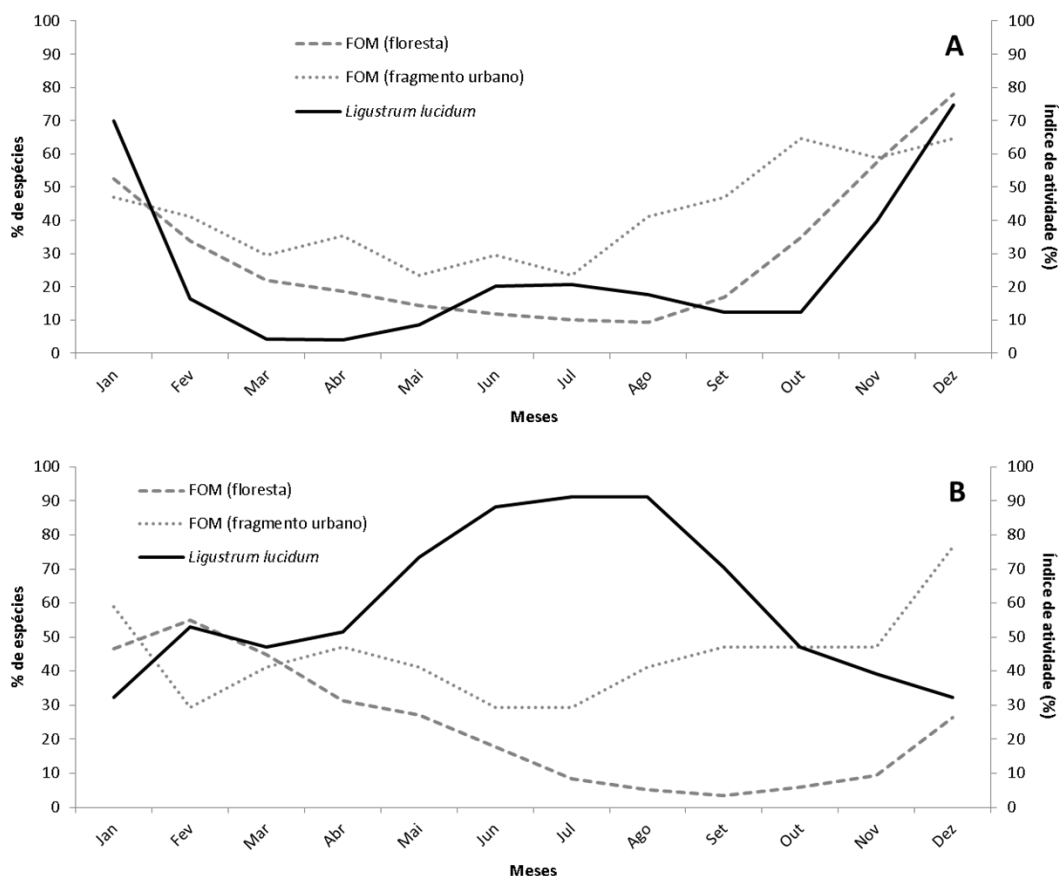


Figura 9 – Principais eventos fenológicos de *Ligustrum lucidum* e de duas áreas de FOM, sendo uma de floresta e a outra um fragmento urbano. A) Antese; B) Fruto maduro. O primeiro eixo do gráfico é referente às espécies de FOM e o segundo a *Ligustrum lucidum*.

Além de serem ofertados em um período de baixa disponibilidade de recursos, os frutos de *L. lucidum* são pequenos, abundantes e acessíveis, o que influencia positivamente a visitação de pássaros nas suas copas (GOSPER *et al.*, 2005; ASLAN, 2011). A presença de características que favorecem a dispersão e interações positivas com dispersores de sementes aumentam as chances de uma espécie introduzida se tornar uma invasora efetiva, uma vez que pode facilitar a chegada da espécie em novos ambientes (RICHARDSON *et al.*, 2000; THEOHARIDES & DUKES, 2007; MURRAY & PHILLIPS, 2010; ASLAN, 2011; GIBSON *et al.*, 2011). A remoção das sementes da vizinhança imediata da planta parental e o aumento da taxa de dispersão da espécie são exemplos de vantagens que as plantas invasoras podem encontrar quando se associam   avifauna nativa (GOSPER *et al.*, 2005; NATHAN, 2006).

O período de frutificação de *L. lucidum* e a sua interação com a avifauna local proporcionam também que suas sementes sejam dispersas ainda durante o inverno (MONTALDO, 1993; GURVICH *et al.*, 2005), época na qual a maioria das sementes das

espécies nativas da FOM está em dormência no solo (ZANINI & GANADE, 2005). Uma vez que a temperatura ótima de germinação de *L. lucidum* é entre 10 e 20°C (BURROWS & KOHEN, 1983; WILSON *et al.*, 2014) e a viabilidade das sementes é alta, quando elas atingem o solo, estas logo germinam (MONTALDO, 1993; ARAGÓN & GROOM, 2003; EMER *et al.*, 2012; WILSON *et al.*, 2014; FERRERAS *et al.*, 2015), proporcionando a chegada e o estabelecimento adiantados de novos indivíduos na primavera (GURVICH *et al.*, 2005).

Outros estudos demonstraram como diferenças na fenologia podem auxiliar uma espécie exótica a se estabelecer em comunidades nas quais foram introduzidas se houver um nicho temporal vago. Algumas espécies invasoras florescem antes (*Acacia longifolia*) ou depois (*Linnaria dalmatica*) das espécies nativas (PEARSON *et al.*, 2012; FERNANDES *et al.*, 2015), reduzindo a competição por polinizadores ou ajustando sua fenologia de modo que as sementes germinem em condições ótimas ao fim da fase reprodutiva (RATHCKE & LACEY, 1985; WOLKOVICH & CLELAND, 2011; WOLKOVICH & CLELAND, 2014). Outras espécies estendem suas fenofases vegetativas (iniciam a fenofase de brotamento antes ou atrasam a deiscência foliar) promovendo maior captura de carbono através da fotossíntese (MCEWANS *et al.*, 2009; FRIDLEY, 2012; WANG *et al.*, 2012; FRIDLEY, 2013).

Dentre as variáveis ambientais analisadas, o comprimento do dia, a insolação, a radiação e a temperatura foram as que apresentaram correlação com os eventos fenológicos de *L. lucidum*. O comprimento do dia e a temperatura, tanto do mês vigente em análise como referente aos meses anteriores foram as variáveis que apresentaram os maiores índices de correlação (TABELA 2). Variáveis climáticas que apresentam um padrão temporal de ocorrência e que criam condições sazonais favoráveis, como o comprimento do dia e a temperatura em climas temperados subtropicais são importantes para o crescimento, sobrevivência e reprodução das plantas (MARQUES *et al.*, 2004; WILCZEK *et al.*, 2010; WAY & MONTGOMERY, 2014). Uma vez que elas precedem ou antecipam mudanças sazonais, permitem que as plantas iniciem respostas que envolvem modificações a nível celular, metabólico, morfológico e/ ou de desenvolvimento, que precisam de tempo para serem eficientes (WILCZEK *et al.*, 2010).

Na fenofase de brotamento, por exemplo, a correlação com o comprimento do dia parece estar relacionada ao investimento de novas folhas antes do período entre dezembro e fevereiro, no qual ocorrem os maiores índices de radiação e pluviosidade para a região (FIGURA 1 – material suplementar; FIGURA 2). O estabelecimento de novas folhas logo antes de uma estação úmida resulta em uma otimização das taxas fotossintéticas (RIVERA *et al.*, 2002), que em *L. lucidum* já tendem a ser altas (LARCHER *et al.*, 2015).

Já em relação às fenofases relacionadas ao florescimento, a correlação negativa da temperatura de três meses anteriores com a fenofase de botão floral e a correlação positiva do comprimento do dia com a fenofase de antese são os fatores determinantes para que o período de antese se dê entre dezembro e janeiro (GODOY *et al.*, 2009), época mais quente do ano e com maior atividade de polinizadores. Apesar de ocorrer durante todo o ano, mesmo em baixas intensidades, a fenofase de antese praticamente não ocorreu no inverno de 2016, e como consequência, não ocorreram as fenofases de fruto imaturo e fruto maduro (FIGURAS 7B e 7C). Em junho do mesmo ano, as temperaturas mínimas chegaram a atingir graus negativos, o que não ocorreu em 2015 (FIGURA 2 – material suplementar). Isso pode ter causado a morte dos tecidos florais ou reduzido intensamente a atividade dos polinizadores, inviabilizando a formação de frutos neste ano (LIEBSCH & MIKICH, 2009).

O pico da fenofase de frutos imaturos se deu em meados de fevereiro e março e as variáveis que apresentaram maior correlação com esta fenofase foram o comprimento do dia e a temperatura, ambos relacionados a três meses anteriores. Esse período, entre novembro e dezembro, apresentou temperaturas altas e dias mais longos (FIGURAS 2 e 3). Além disso, também ocorre a redução da fenofase de brotamento, indicando que houve um aumento na quantidade de folhas maduras, o que pode resultar em um aumento nas taxas fotossintéticas. As fenofases relacionadas ao florescimento, à frutificação e à germinação necessitam de um *input* de energia e nutrientes, portanto, a abundância de recursos e a habilidade da planta em adquirir e alocar esses recursos podem influenciar a ocorrência de determinados eventos fenológicos (RATHCKE & LACEY, 1985). O crescimento vegetativo e o desenvolvimento de frutos competem por recursos uma vez que o florescimento tenha iniciado (RATHCKE & LACEY, 1985), o que explica a redução da ocorrência da fenofase de brotamento a partir de dezembro, período que ocorreu o pico da fenofase de antese e aumento da intensidade da fenofase de fruto imaturo.

A maturação dos frutos de *L. lucidum* aumentou a partir de abril e atingiu o pico de produção em meados de julho. O comprimento do dia e a temperatura parecem ser os gatilhos de maturação dos frutos, pois indicam que a estação fria se inicia, momento no qual a probabilidade das sementes de *L. lucidum* germinarem aumenta (BURROWS & KOHEN, 1983; WILSON *et al.*, 2014). Nesse mesmo período, a fenofase de brotamento atingiu os valores mais baixos, indicando baixo investimento em crescimento vegetativo. Isso pode ser resultado do aumento da produção de etileno, de açúcares e de pigmentos, componentes indispensáveis no processo de maturação dos frutos, que demandam grande quantidade de energia para serem produzidos (TAIZ & ZEIGER, 2009).

A vantagem competitiva de *L. lucidum* provavelmente é resultado da utilização de recursos que não são utilizados pelas espécies nativas, ainda que temporalmente (ARAGÓN & GROOM, 2003; SCHEIBLER & MELO-JÚNIOR, 2003; GURVICH *et al.*, 2005; FERRERAS *et al.*, 2015). Portanto, o sucesso da espécie no processo de invasão na FOM pode estar associado às diferenças entre o seu nicho climático e o das espécies nativas. Isso resulta em diferentes nichos temporais e demonstra como a fenologia pode assumir um papel importante no estabelecimento e propagação de espécies de plantas invasoras (WOLKOVICH & CLELAND, 2011). Além disso, os efeitos do comprimento do dia e da temperatura sobre as fenofases de *L. lucidum* parecem estar relacionados com a eficiência na aquisição e na alocação de recursos, característica típica de espécies invasoras (DAWSON *et al.*, 2012) e, que de certa forma, também auxilia o estabelecimento da espécie no ambiente invadido.

Referências

- AGUIRRE-ACOSTA, N.; KOWALJOW, E.; AGUILAR, R. Reproductive performance of *Ligustrum lucidum* in a subtropical dry forest: does the habitat fragmentation boost or limit invasion? **Biological Invasions**, vol. 16, p. 1397-1410, 2014.
- ARAGÓN, R., GROOM, M. Invasion by *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in NW Argentina: early stages characteristics in different habitats types. **Revista de Biología Tropical**, vol. 51, n. 1, p. 59-70, 2003.
- ASLAN, C.E. Implications of newly-formed seed-dispersals mutualisms between birds and introduced plants in Northern California, USA. **Biological Invasions**, vol. 13, p. 2829-2845, 2011.
- ASLAN, C.; REJMÁNEK, M. Native fruit traits may mediate dispersal competition between native and non-native plants. **Neobiota**, vol. 12, p. 1-24, 2012.
- AYUP, M.M.; MONTTI, L.; ARAGÓN, R.; GRAU, H.R. Invasion of *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in the Southern Yungas: Changes in habitat properties and decline in bird diversity. **Acta Oecologica**, vol. 54, p. 72-81, 2014.
- BACKES, P.; IRGANG, B. **Árvores cultivadas no sul do Brasil: Guia de identificação e interesse paisagístico das principais espécies exóticas**. Porto Alegre. Palotti, 2004. 204p.
- BENCKE, C.S.C. **Estudo da fenologia de espécies arbóreas em uma floresta semidecídua no Parque Estadual de Itapuã, Viamão, RS**. 65f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.
- BENCKE, C.S.C.; MORELLATO, L.P.C. Comparação de dois métodos de avaliação da fenologia de plantas, sua interpretação e representação. **Revista Brasileira de Botânica**, vol. 25, p. 269-275, 2002.
- BLUM, C. T.; POSONSKI, M.; HOFFMAN, P. M.; BORGIO, M. Contaminação biológica por espécies vegetais invasoras nas margens da Represa de Vossoroca, APA de Guaratuba,

Paraná, Brasil, Sociedade Chauá, Curitiba, 2004. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/174/_arquivos/174_05122008112345.pdf>.

BROWN, B.J.; MITCHELL, R.J.; GRAHAM, S.A. Competition for pollination between an invasive species (purple loosestrife) and a native congener. **Ecology**, vol. 83, n. 8, p. 2328-2336, 2002.

BURROWS, F.J.; KOHEN, J. Germination of *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton and *Ligustrum sinense* Lour. At different temperatures. **Australian weeds**, vol. 2, n. 4, p. 130-132, 1983.

CASTRO-DÍEZ, P.; MONTSERRAT-MARTÍ, G.; CORNELISSEN, J.H.C. Trade-offs between phenology, relative growth rate, life form and seed mass among 22 Mediterranean woody species. **Plant Ecology**, vol. 166, n. 1, p. 117-129, 2003.

CORDEIRO, J.; RODRIGUES, W.A.; ALBRECHT, L.P.; KRENCHINSKI, F.B. Contaminação biológica vegetal em fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, vol. 7, n. 2, p. 455-473, 2014.

DAWSON, W.; ROHR, R.; VAN KLEUNEN, M.; FISCHER, M. Alien plant species with a wider global distribution are better able to capitalize on increased resource availability. **New Phytologist**, vol. 194, p. 859-867, 2012.

DECH, J.P.; NOSKO, P. Rapid growth and early flowering in an invasive plant, purple loosestrife (*Lythrum salicaria* L.) during an El Niño spring. **International Journal of Biometeorology**, vol. 49, p. 26-31, 2004.

EFLORAS. Disponível em: <http://www.efloras.org/florataxon.aspx?flora_id=2&taxon_id=200017794>. Acesso em: 12/06/2017.

EKERT, P.A.; BUCHER, D.J. Winter use of large-leaved privet *Ligustrum lucidum* (Family: Oleaceae) by birds in suburban Lismore, New South Wales. **Proceedings of The Linnean Society of New South Wales**, vol. 121, p. 29-38, 1999.

EMER, A.A.; OLIVEIRA, M.C.; ALTHAUS-OTTMANN, M.M. Biochemical composition and germination capacity of *Ligustrum lucidum* ait. seeds in the process of biological invasion. **Acta Scientiarum**, vol. 34, n. 3, p. 353-357, 2012.

FERNANDES, P.; ANTUNES, C.; CORREIA, O.; MÁGUAS, C. Do climatic and habitat conditions affect the reproductive success of an invasive tree species? An assessment of the phenology of *Acacia angustifolia* in Portugal. **Plant Ecology**, vol. 216, p. 343-355, 2015.

FERRERAS, A.E.; GIORGIS, M.A.; TECCO, P.A.; CABIDO, M.R.; FUNES, G. Impact of *Ligustrum lucidum* on the soil seed bank in invaded subtropical seasonally dry woodlands (Córdoba, Argentina). **Biological Invasions**, vol. 17, p. 3547-3561, 2015.

FOURNIER, L.A. Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas em árboles. **Turrialba**, vol. 24, p. 422-423, 1974.

FRIDLEY, J.D. Extended leaf phenology and the autumn niche in deciduous forest invasions. **Nature**, vol. 485, p. 356-364, 2012.

FRIDLEY, J.D. Plant invasions across the Northern Hemisphere: a deep-time perspective. **Annals of the New York Academy of Sciences**, vol. 1293, p. 8-17, 2013.

GIBSON, M.R.; RICHARDSON, D.M.; MARCHANTE, E.; MARCHANTE, H.; RODGER, J.G.; STONE, G.N.; BYRNE, M.; FUENTES-RAMÍREZ, A.; GEORGE, N.; HARRIS, C.; JOHNSON, S.D.; LE ROUX, J.J.; MILLER, J.T.; MURPHY, D.J.; PAUW, A.; PRESCOTT, M.N.; WANDRAG, E.M.; WILSON, J.R.U. Reproductive biology of Australian acacias: important mediator of plant invasiveness? **Diversity and Distributions**, vol. 17, p. 911-933, 2011.

GODOY, O.; CASTRO-DÍEZ, P.; VALLADARES, F.; COSTA-TENORIO, M. Different flowering phenology of alien invasive species in Spain: evidence for the use of an empty temporal niche? **Plant Biology**, vol. 11, p. 803-811, 2009.

GOSPER, C.R.; STANSBURY, C.D.; VIVIAN-SMITH, G. Seed dispersal of fleshy-fruited invasive plants by birds: contributing factors and management options. **Diversity and Distributions**, vol. 11, p. 549-558, 2005.

GUIDINI, A.L.; SILVA, A.C.; HIGUCHI, P.; ROSA, A.D.; SPIAZZI, F.R.; NEGRINI, M.; FERREIRA, T. de S.; SALAMI, B.; MARCON, A.K.; BUZZI JR., F. Invasão por espécies arbóreas exóticas em remanescentes florestais no Planalto Sul Catarinense. **Revista Árvore**, vol. 38, p. 469-478, 2014.

GUILHERMETTI, P.C.G.; VOGEL, G.F.; MATINKOSKI, L.; MOKOCHINSKI, F.M. Aspectos da distribuição de *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton em diferentes ecossistemas: Revisão bibliográfica. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, vol. 8, n. 5, p. 171-176, 2013.

GURVICH, D.E.; TECCO, P.A.; DÍAZ, S. Plant invasions in undisturbed ecosystems: The triggering attribute approach. **Journal of Vegetation Science**, vol. 16, p. 723-728, 2005.

HIGUCHI, P.; SILVA, A.C.; FERREIRA, T.S.; SOUZA, S.T.; GOMES, J.P.; SILVA, K.M.; SANTOS, K.F. Floristic composition and phytogeography of the tree component of Araucaria forest fragments in southern Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, vol. 35, n. 2, p. 145-157, 2012.

HOYOS, L.E.; GAVIER-PIZARRO, G.I.; KUEMMERLE, T.; BUCHER, E.H.; RADELOFF, V.C.; TECCO, P.A. Invasion of glossy privet (*Ligustrum lucidum*) and native forest loss in the Sierras Chicas of Córdoba, Argentina. **Biological Invasions**, vol. 12, p. 3261-3275, 2010.

ISHII, H.T.; IWASAKI, A. Ecological restoration of a fragmented urban shrine forest in southeastern Hyogo Prefecture, Japan: Initial effects of the removal of invasive *Trachycarpus fortunei*. **Urban Ecosystems**, vol. 11, p. 309-316, 2008.

LARCHER, L.; NOGUEIRA, G.; BOEGER, M.R.T. Morphological plasticity and gas exchange of *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton in distinct light conditions. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, vol. 58, n. 6, 2015.

LEAL-ZANCHET, A.M.; BAPTISTA, V.; CAMPOS, L.M.; RAFFO, J.F. Spatial and temporal patterns of land flatworm assemblages in Brazilian Araucaria Forest. **Invertebrate Biology**, vol. 130, n. 1, p. 25-33, 2010.

LIEBSCH, D.; MIKICH, S.B. Fenologia reprodutiva de espécies vegetais da Floresta Ombrófila Mista do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, vol. 32, n. 2, p. 375-391, 2009.

MACDOUGALL, A.S.; GILBERT, B.; LEVINE, J.M. Plant invasions and the niche. **Journal of Ecology**, vol. 97, p. 609-615, 2009.

MARQUES, M.C.M.; ROPER, J.J.; SALVALAGGIO, A.P.B. Phenological patterns among plant life-forms in a subtropical forest in southern Brazil. **Plant Ecology**, vol. 173, p. 203-213, 2004.

MATTHEWS, S. **América do Sul invadida: a crescente ameaça das espécies exóticas invasoras**. Curitiba: GISP – Programa Global de Espécies Invasoras, 2005, 80p.

MCEWANS, R.W.; BIRCHFIELD, M.K.; SCHOERGENDORFER, A.; ARTHUR, M.A. Leaf phenology and freeze tolerance of invasive shrub Amur honeysuckle and potential native competitors. **Journal of the Torrey Botanical Society**, vol. 136, n. 2, p. 212-220, 2009.

MCGEOCH, M.A.; BUTCHART, S.H.M.; SPEAR, D.; MARAIS, E.; KLEYNHANS, E.J.; SYMES, A.; CHANSON, J.; HOFFMANN, M. Global indicators of biological invasions: species numbers, biodiversity impact and policy responses. **Diversity and Distributions**, vol. 16, p. 95-108, 2010.

MONTALDO, N.H. Dispersión por aves y éxito reproductivo de dos especies de *Ligustrum* (Oleaceae) em un relicto de selva subtropical em la Argentina. **Revista Chilena de Historia Natural**, vol. 66, p. 75-85, 1993.

MONTALDO, N.H. Exito reproductivo de plantas ornitócoras en un relicto de selva subtropical en Argentina. **Revista Chilena de Historia Natural**, vol. 73, p. 511-524, 2000.

MORAIS, M.C.; FREITAS, H. Phenological dynamics of the invasive plant *Acacia angustifolia* in Portugal. **Weed Research**, vol. 55, p. 555-564, 2015.

MORELLATTO, L.P.C.; ALBERTON, B.; ALVARADO, S.T.; BORGES, B.; BUISSON, E.; CAMARGO, M.G.G.; CANCIAN, L.F.; CARSTENSEN, D.W.; ESCOBAR, D.F.E.; LEITE, P.T.P.; MENDOZA, I.; ROCHA, N.M.W.B.; SOARES, N.C.; SILVA, T.S.F.; STAGGEMEIER, V.G.; STREHER, A.S.; VARGAS, B.C.; PERES, C.A. Linking plant phenology to conservation biology. **Biological Conservation**, vol. 195, p. 60-72, 2016.

MORELLATO, L.P.C.; CAMARGO, M.G.G.; NEVES, F.E.D.; LUIZE, B.G.; MANTOVANI, A.; HUDSON, I.L. The influence of sapling method, sample size, and frequency of observations on plant phenological patterns and interpretation in tropical forest trees. In: HUDSON, I.L. & KEATLEY, M.R. **Phenological Research: Methods for Environmental and Climate Change Analysis**. Springer Science+Business Media B.V.: Springer Netherlands, 2010. e-book. Disponível em: <<http://link.springer.com/book/10.1007%2F978-90-481-3335-2>> Acesso em: 21/06/2015.

MURRAY, B.R.; PHILLIPS, M.L. Investment in seed dispersal structure is linked to invasiveness in exotic plant species of south-eastern Australia. **Biological Invasions**, vol. 12, p. 2265-2275, 2010.

NATHAN, R. Long distance dispersal of plants. **Science**, vol. 313, p. 786-788, 2006.

PEARSON, D.E.; ORTEGA, Y.K.; SEARS, S.J. Darwin's naturalization hypothesis up-close: intermountain grasslands invaders differ morphologically and phenologically from native community dominants. **Biological Invasions**, vol. 14, p. 901-913, 2012.

R Development Core Team (2011). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <<http://www.R-project.org/>>.

RATHCKE, B.; LACEY, E.P. Phenological patterns of terrestrial plants. **Annual Reviews in Ecology and Systematic**, vol. 16, p. 179-214, 1985.

REGINATO, M., MATOS, F. B., LINDOSO, G. S., SOUZA, C. M. F. PREVEDELLO, MORAIS, J. W. & EVANGELISTA, P. H. L. A vegetação na reserva Mata Viva Curitiba, Paraná, Brasil. **Acta Biologica Paranaense**, vol. 37, p. 229-252, 2008.

REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D. What attributes make some plants species more invasive? **Ecology**, vol. 77, n. 6, p. 1655-1661, 1996

REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D. Trees and shrubs as invasive alien species – 2013 update of the global database. **Diversity and Distributions**, vol. 19, p. 1093-1094, 2013.

RICHARDSON, D.M.; PYŠEK, P.; REJMÁNEK, M.; BARBOUR, M.G.; PANETTA, F.D.; WEST, C.J. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions**, vol. 6, p. 93-107, 2000.

RIVERA, G.; ELLIOT, H.; CALDAS, L.S.; NICOLOSSI, G.; CORADIN, V.T.R.; BORCHERT, R. Increasing day-length induces spring flushing of tropical dry forest in the absence of rain. **Trees**, vol. 16, p. 445-456, 2002.

RUSSEL, J.C.; BLACKBURN, T.M. The rise of invasive species denialism. **Trends in Ecology and Evolution**, vol. 32, n. 1, p. 3-6, 2017.

SCHEIBLER, D.R.; MELO-JÚNIOR, T.A. Frugivory by birds on two exotic *Ligustrum* species (Oleaceae) in Brazil. **Ararajuba**, vol. 11, n. 1, p. 89-91, 2003.

STRAUBE, F.C.; CARRANO, E.; SANTOS, R.E.F.; SCHERER-NETO, P.; RIBAS, C.F.; MEIJER, A.A.R.; VALLEJOS, M.A.V.; LANZER, M.; KLEMMANN-JÚNIOR, L.; AURÉLIO-SILVA, M.; URBEN-FILHO, A.; ARZUA, M.; LIMA, A.M.X.; SOBÂNIA, R.L.M.; DECONTO, L.R.; BISPO, A.A.; JESUS, S.; ABILHÔA, V. **Aves de Curitiba: coletânea de registros**. 2ª edição. Curitiba: Hori Consultoria Ambiental, 2014. 527p.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. Porto Alegre: Artmed, 2009. 819p.

TECCO, P.A.; PAIS-BOSCH, A.I.; FUNES, G.; MARCORA, P.I.; ZEBALLOS, S.R.; CABIDO, M.; URCELAY, C. Mountain invasions on the way: are there climatic constraints for the expansion of alien woody species along an elevation gradient in Argentina? **Journal of Plant Ecology**, vol. 9, n. 4, p. 380-392, 2016.

THEOHARIDES, K.A.; DUKES, J.F. Plant invasion across space and time: factors affecting nonindigenous species success during the stages of invasion. **New Phytologist**, vol. 176, p. 256-273, 2007.

TIMEANDDATE.COM. Disponível em: <<https://www.timeanddate.com/sun/brazil/curitiba>>. Acesso em: 04/05/2017.

WALTHER, G.-R.; ROQUES, A.; HULME, P.E.; SYKES, M.T.; PYSEK, P.; KÜNH, I.; SETELLE, J. Alien species in a warmer world: risks and opportunities. **Trends in Ecology and Evolution**, vol. 24, n. 12, p. 686-693, 2009.

WANG, W.-B.; WANG, R.-F.; LEI, Y.-B.; LIU, C.; HAN, L.-H.; SHI, X.-D.; FENG, Y.-L. High resource capture and use efficiency and prolonged growth season contribute to invasiveness of *Eupatorium adenophorum*. **Plant Ecology**, vol. 214, p. 857-868, 2012.

WAY, D.A.; MONTGOMERY, R.A. Photoperiod constraints on tree phenology, performance and migration in a warming world. **Plant Cell and Environment**, vol. 38, n. 9, p. 1725-1736, 2014.

WILCOX, M. Tree privet (*Ligustrum lucidum*) – a controversial plant. **Auckland Botanical Society**, vol. 55, n. 2, p. 72-74, 2000.

WILCZEK, A.M. BURGHARDT, L.T.; COBB, A.R.; COOPER, M.D.; WELCH, S.M.; SCHMITT, J. Genetic and physiological bases for phenological responses to current and predict climates. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, vol. 365, p. 3129-3147, 2010.

WILSON, S.B.; KNOX, G.W.; NOLAN, K.L.; ALDRICH, J. Landscape performance and fruiting of 12 privet selections grown in Northern and Southern Florida. **HortTechnology**, vol. 24, n. 1, p. 148-155, 2014.

WOLKOVICH, E.M.; CLELAND, E.E. The phenology of plant invasions: a community ecology perspective. **Frontiers in Ecology and Environment**, vol. 9, n. 5, p. 287-294, 2011.

WOLKOVICH, E.M.; CLELAND, E.E. Phenological niches and the future of invaded ecosystems with climate change. **AoB PLANTS**, vol. 6: plu013. Disponível em: <doi:10.1093/aobpla/plu013>. 2014. Acesso em: 08/01/2016.

ZANINI, L.; GANADE, G. Restoration of Araucaria Forest: the role of perches, pioneer vegetation, and soil fertility. **Restoration Ecology**, vol. 13, n. 3, p. 507-514, 2005.

ZOTZ, G.; FRANKE, M.; WOITKE, M. Leaf phenology and seasonal carbon gain in the invasive plant, *Bunias orientalis* L. **Plant Biology**, vol. 2, p. 653-658, 2000.

Material Suplementar

Tabela 1 – Correlação entre as variáveis ambientais analisadas. Os valores de significância estão acima da diagonal principal. As correlações significativas estão destacadas em cinza. Comprimento do dia (CDia); Comprimento do dia do mês anterior (CDia (-1)); Comprimento do dia de dois meses anteriores (CDia (-2)); Comprimento do dia de três meses anteriores (CDia (-3)); Insolação (Ins); Insolação do mês anterior (Ins (-1)); Insolação de dois meses anteriores (Ins (-2)); Insolação de três meses anteriores (Ins (-3)); Pluviosidade (Pluv); Pluviosidade do mês anterior (Pluv (-1)); Pluviosidade de dois meses anteriores (Pluv (-2)); Pluviosidade de três meses anteriores (Pluv (-3)); Radiação (Rad); Radiação do mês anterior (Rad (-1)); Radiação de dois meses anteriores (Rad (-2)); Radiação de três meses anteriores (Rad (-3)); Temperatura (Temp); Temperatura do mês anterior (Temp (-1)); Temperatura de dois meses anteriores (Temp (-2)); Temperatura de três meses anteriores (Temp (-3)); Umidade (Umi); Umidade do mês anterior (Umi (-1)); Umidade de dois meses anteriores (Umi (-2)); Umidade de três meses anteriores (Umi (-3)).

Tabela de Correlação	CDia	CDia (-1)	CDia (-2)	CDia (-3)	Ins	Ins (-1)	Ins (-2)	Ins (-3)	Pluv	Pluv (-1)	Pluv (-2)	Pluv (-3)	Rad	Rad (-1)	Rad (-2)	Rad (-3)	Temp	Temp (-1)	Temp (-2)	Temp (-3)	Umi	Umi (-1)	Umi (-2)	Umi (-3)
Comprimento do dia	X	<0,01	0,03	0,93	0,12	0,12	0,35	0,72	0,06	0,08	0,26	0,91	0,03	0,12	0,43	0,92	< 0,01	0,05	0,99	0,05	0,79	0,95	0,96	0,66
Comprimento do dia (-1)	0,83	X	< 0,01	0,02	0,18	0,14	0,10	0,47	0,21	0,06	0,06	0,39	0,07	< 0,01	0,12	0,27	< 0,01	< 0,01	0,05	0,96	0,69	0,58	0,87	0,71
Comprimento do dia (-2)	0,46	0,83	X	< 0,01	0,33	0,15	0,10	0,14	0,79	0,24	0,07	0,09	0,29	0,01	< 0,01	0,03	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	0,76	0,64	0,56	0,62
Comprimento do dia (-3)	ns	0,47	0,87	X	0,85	0,37	0,18	0,07	0,52	0,67	0,16	0,04	0,97	0,11	0,01	0,01	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,80	0,76	0,63	0,73
Insolação	ns	ns	ns	ns	X	0,71	0,64	0,54	< 0,01	0,99	0,88	0,67	0,19	0,27	0,17	0,66	0,74	0,22	0,26	0,76	< 0,01	0,92	0,37	0,16
Insolação (-1)	ns	ns	ns	ns	ns	X	0,78	0,77	0,71	< 0,01	0,96	0,95	0,95	< 0,01	0,27	0,28	0,23	0,58	0,26	0,31	0,78	< 0,01	0,89	0,54
Insolação (-2)	ns	ns	ns	ns	ns	ns	X	0,70	0,40	0,60	< 0,01	0,88	0,87	0,62	< 0,01	0,35	0,04	0,24	0,64	0,34	0,20	0,74	< 0,01	0,73
Insolação (-3)	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	X	0,61	0,52	0,88	< 0,01	0,65	0,48	0,64	< 0,01	0,42	0,05	0,18	0,38	0,78	0,32	0,79	< 0,01
Pluviosidade	ns	ns	ns	ns	-0,56	ns	ns	ns	X	0,43	0,19	0,69	0,18	0,97	0,60	0,25	0,41	0,87	0,92	0,51	0,02	0,71	0,57	0,40
Pluviosidade (-1)	ns	ns	ns	ns	ns	-0,60	ns	ns	ns	X	0,55	0,27	0,57	0,31	0,96	0,92	0,24	0,37	0,75	0,81	0,91	0,03	0,71	0,84
Pluviosidade (-2)	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0,66	ns	ns	ns	X	0,88	0,61	0,18	0,31	0,51	0,06	0,16	0,25	0,46	0,32	0,68	0,04	0,76
Pluviosidade (-3)	ns	ns	ns	0,42	ns	ns	ns	-0,65	ns	ns	ns	X	0,63	0,34	0,20	0,47	0,61	0,08	0,11	0,09	0,64	0,51	0,75	0,05
Radiação	0,45	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	X	0,11	0,66	0,67	0,06	0,28	0,68	0,07	< 0,01	0,10	0,34	0,55
Radiação (-1)	ns	0,53	0,50	ns	ns	0,55	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	X	0,22	0,71	0,02	< 0,01	0,18	0,90	0,83	< 0,01	0,32	0,58
Radiação (-2)	ns	ns	0,53	0,50	ns	ns	0,56	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	X	0,15	0,28	0,02	< 0,01	0,14	0,32	0,88	< 0,01	0,27
Radiação (-3)	ns	ns	0,45	0,52	ns	ns	ns	0,54	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	X	0,35	0,24	0,02	< 0,01	0,48	0,39	0,92	< 0,01
Temperatura	0,76	0,89	0,79	0,48	ns	ns	-0,42	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,48	ns	ns	X	< 0,01	0,04	0,89	0,22	0,50	0,82	0,90

Temperatura (-1)	0,41	0,77	0,91	0,79	ns	ns	ns	-0,41	ns	ns	ns	ns	ns	0,62	0,48	ns	0,78	X	< 0,01	0,04	0,82	0,16	0,46	0,89
Temperatura (-2)	ns	0,42	0,80	0,91	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,62	0,47	0,43	0,77	X	< 0,01	0,52	0,86	0,16	0,59
Temperatura (-3)	-0,41	ns	0,50	0,81	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,54	ns	0,42	0,77	X	0,52	0,47	0,84	0,40
Umidade	ns	ns	ns	ns	-0,81	ns	ns	ns	0,48	ns	ns	ns	-0,53	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	X	0,79	0,32	0,85
Umidade (-1)	ns	ns	ns	ns	ns	-0,81	ns	ns	ns	0,46	ns	Ns	ns	-0,81	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	X	0,70	0,53
Umidade (-2)	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0,81	ns	ns	ns	0,44	ns	ns	ns	-0,80	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	X	0,60
Umidade (-3)	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0,81	ns	ns	ns	0,42	ns	ns	ns	0,77	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	X

Tabela 2- Lista das espécies nativas zoocóricas utilizadas para elaboração dos gráficos referentes às fenofases da Floresta Ombrófila Mista na área de floresta e na área urbana.

Floresta Ombrófila Mista – Área de floresta (LIEBSCH & MIKICH, 2009)	
Famílias	Espécies
Adoxaceae	<i>Sambucus australis</i> Cham. & Schltdl.
Anacardiaceae	<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi
Anacardiaceae	<i>Schinus polygamus</i> (Cav.) Cabrera
Annonaceae	<i>Rollinia emarginata</i> Schltdl.
Aquifoliaceae	<i>Ilex dumosa</i> Reissek
Aquifoliaceae	<i>Ilex microdonta</i> Reissek
Aquifoliaceae	<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.
Aquifoliaceae	<i>Ilex theizans</i> Mart.
Arecaceae	<i>Butia eriospatha</i> (Mart. ex Drude) Becc.
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman
Berberidaceae	<i>Berberis laurina</i> Billb.
Cannabaceae	<i>Celtis iguanea</i> (Jacq.) Sarg.
Celastraceae	<i>Maytenus ilicifolia</i> Mart. ex Reissek
Cucurbitaceae	<i>Cayaponia biflora</i> Cogn. ex Harms
Cucurbitaceae	<i>Cayaponia cabocla</i> Mart.
Cucurbitaceae	<i>Cayaponia tayuya</i> (Vell.) Cogn.
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum myrsinites</i> Mart.
Euphorbiaceae	<i>Sapium gladulatum</i> (Vell.) Pax
Fabaceae	<i>Inga lentiscifolia</i> Benth.
Lamiaceae	<i>Aegiphila brachiata</i> Vell.
Lamiaceae	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.
Lamiaceae	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke
Lauraceae	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees & Mart.
Lauraceae	<i>Ocotea catharinensis</i> Mez
Lauraceae	<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso
Lauraceae	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees
Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.
Melastomataceae	<i>Leandra australis</i> (Cham.) Cogn.
Melastomataceae	<i>Leandra hirtella</i> Cogn.
Melastomataceae	<i>Leandra laevigata</i> Cogn.
Melastomataceae	<i>Leandra regnelli</i> (Triana) Cogn.
Melastomataceae	<i>Leandra xanthocoma</i> (Naudin) Cogn.
Melastomataceae	<i>Miconia hyemalis</i> A. St.-Hil. & Naudin
Melastomataceae	<i>Miconia cinerascens</i> Miq.
Melastomataceae	<i>Ossaea amygdaloides</i> (DC.) Triana
Myrtaceae	<i>Acca sellowiana</i> (O. Berg) Burret
Myrtaceae	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg
Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> Mart. ex O. Berg
Myrtaceae	<i>Eugenia handroana</i> D. Legrand
Myrtaceae	<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.
Myrtaceae	<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.
Myrtaceae	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.
Myrtaceae	<i>Myrcia hartwegiana</i> (O. Berg) Kiaersk.
Myrtaceae	<i>Myrcia hebeptala</i> DC.
Myrtaceae	<i>Myrceugenia alpigena</i> (DC.) Landrum
Myrtaceae	<i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) D. Legrand & Kausel

Myrtaceae	<i>Myrceugenia ovata</i> (Hook. & Arn.) O. Berg
Onagraceae	<i>Fuchsia regia</i> (Vell.) Munz
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem. & Schult.
Primulaceae	<i>Myrsine</i> sp.
Passifloraceae	<i>Passiflora campanulata</i> Mast.
Passifloraceae	<i>Passiflora edulis</i> fo. <i>flavicarpa</i> O. Deg.
Passifloraceae	<i>Passiflora tenuifila</i> Killip
Phytolacaceae	<i>Phytolacca thyrsoiflora</i> Fenzl ex. J.A. Schmidt
Picramniaceae	<i>Picramnia parvifolia</i> Engl.
Piperaceae	<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth
Piperaceae	<i>Piper mikanianum</i> (Kunth) Steud.
Piperaceae	<i>Piper xylosteroides</i> (Kunth) Steud.
Rhamnaceae	<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Sw.
Rosaceae	<i>Prunus sellowii</i> Koehne
Rosaceae	<i>Rubus erythroclados</i> Mart. ex Hook. f.
Rosaceae	<i>Rubus sellowii</i> Cham. & Schltdl.
Rubiaceae	<i>Alibertia concolor</i> (Cham.) K. Schum.
Rubiaceae	<i>Palicourea australis</i> C.M. Taylor
Rubiaceae	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll. Arg.
Rubiaceae	<i>Rudgea parquioides</i> (Cham.) Müll. Arg.
Asparagaceae	<i>Cordyline dracaenoides</i> Kunth
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.
Sabiaceae	<i>Meliosma brasiliensis</i> Urb.
Salicaceae	<i>Banara tomentosa</i> Clos
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.
Salicaceae	<i>Xylosma</i> sp.
Smilacaceae	<i>Smilax campestris</i> Griseb.
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Niederl.
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.
Solanaceae	<i>Athenaea picta</i> (Mart.) Sendtn.
Solanaceae	<i>Aureliana tomentosa</i> Sendtn.
Solanaceae	<i>Brunfelsia pilosa</i> Plowman
Solanaceae	<i>Capsicum flexuosum</i> Sendtn.
Solanaceae	<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.
Solanaceae	<i>Solanum acerosum</i> Sendtn.
Solanaceae	<i>Solanum alternatopinatum</i> Steud.
Solanaceae	<i>Solanum bistellatum</i> L. B. Sm. & Downs
Solanaceae	<i>Solanum caeruleum</i> Vell.
Solanaceae	<i>Solanum cassioides</i> L. B. Sm. & Downs
Solanaceae	<i>Solanum compressum</i> L. B. Sm. & Downs
Solanaceae	<i>Solanum corymbiflorum</i> (Sendtn.) Bohs
Solanaceae	<i>Solanum diploconos</i> (Mart.) Bohs
Solanaceae	<i>Solanum flaccidum</i> Vell.
Solanaceae	<i>Solanum granuloseprosum</i>
Solanaceae	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.
Solanaceae	<i>Solanum megalochiton</i> Mart.
Solanaceae	<i>Solanum muelleri</i> Bitter
Solanaceae	<i>Solanum pabstii</i> L. B. Sm. & Downs
Solanaceae	<i>Solanum paranense</i> Dusén

Solanaceae	<i>Solanum inodorum</i> Vell.
Solanaceae	<i>Solanum iraniense</i> L. B. Sm. & Downs
Solanaceae	<i>Solanum guaraniticum</i> A. St.-Hil.
Solanaceae	<i>Solanum lacerdae</i> Dusén
Solanaceae	<i>Solanum laxum</i> Spreng.
Solanaceae	<i>Solanum pinetorum</i> (L. B. Sm. & Downs) Bohs
Solanaceae	<i>Solanum pseudocapsicum</i> L.
Solanaceae	<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal
Solanaceae	<i>Solanum variabile</i> Mart.
Solanaceae	<i>Solanum viscosissimum</i> Sendtn.
Solanaceae	<i>Vassobia breviflora</i> (Sendtn.) Hunz.
Styracaceae	<i>Styrax acuminatus</i> Pohl
Styracaceae	<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.
Symplocaceae	<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand
Symplocaceae	<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.
Verbenaceae	<i>Duranta vestita</i> Cham.
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i> L.
Verbenaceae	<i>Verbena lobata</i> Vell.
Vitaceae	<i>Cissus verticillata</i> (L.) Nicolson & C. E. Jarvis
Winteraceae	<i>Drimys brasiliensis</i> Miers
Floresta Ombrófila Mista – Área urbana (MARQUES <i>et al.</i>, 2004)	
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.
Lauraceae	<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez
Lauraceae	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez
Lauraceae	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees
Malvaceae	<i>Pavonia malvacea</i> (Vell.) Krapov. and Cristóbal
Monimiaceae	<i>Mollinedia clavigera</i> Tul.
Myrtaceae	<i>Eugenia prismatica</i> Legrand
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L.
Myrtaceae	<i>Myrceugenia ovata</i> var. <i>gracilis</i> (Burret) Landrum
Myrtaceae	<i>Myrcia hartschbachii</i> D. Legrand
Piperaceae	<i>Piper gaudichaudianum</i> var. <i>gaudichaudianum</i> Kunth.
Rubiaceae	<i>Psychotria suterella</i> Müll. Arg.
Rubiaceae	<i>Rudgea parquoides</i> (Cham.) Müll. Arg.
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Nieder.
Solanaceae	<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal
Solanaceae	<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil.

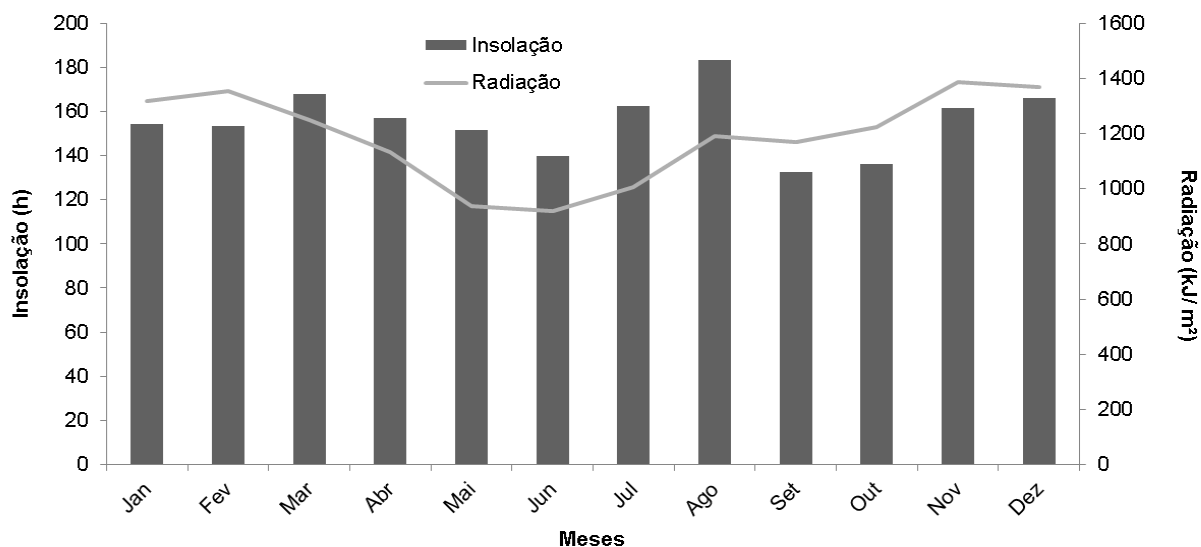


Figura 1 – Insolação mensal (h) e Radiação mensal (kJ/ m²) na área de estudo. Os dados foram fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e compilam medições entre 1994 e 2014.

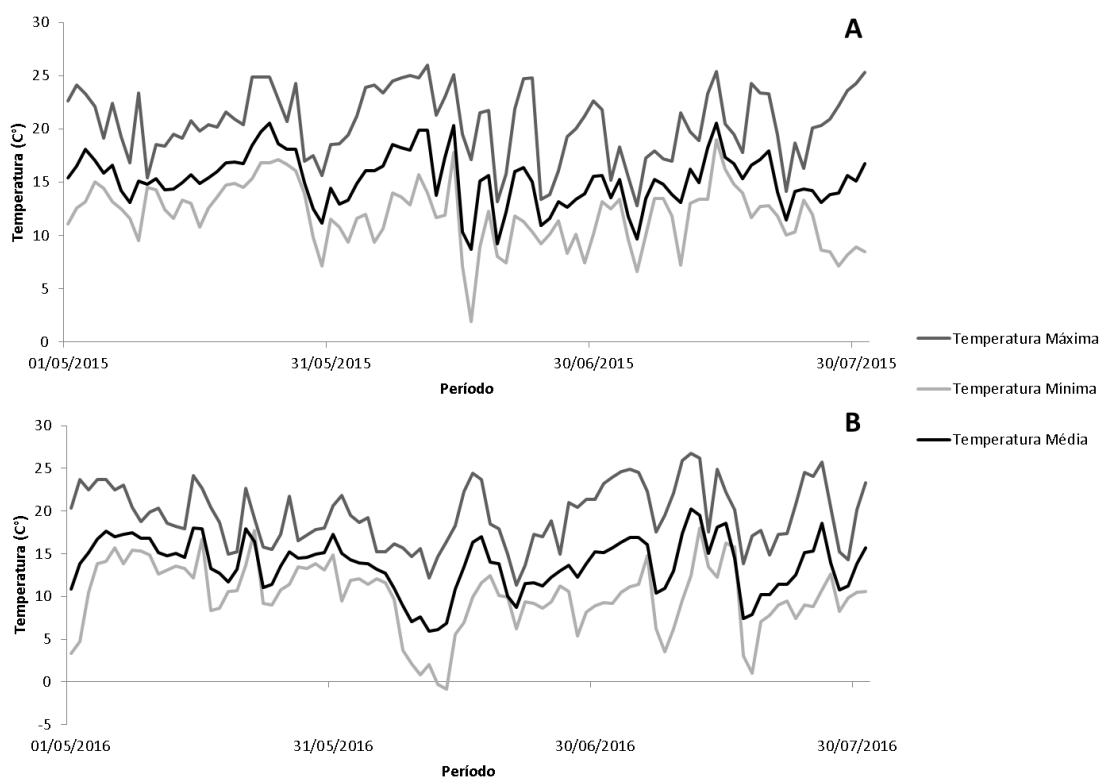


Figura 2 - Temperaturas mínima, média e máxima registradas entre o período de maio e julho para os anos de 2015 (A) e 2016 (B). Os dados foram fornecidos pelo INMET.

CAPÍTULO 2

VARIABILIDADE GENÉTICA DE *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton (OLEACEAE) EM FRAGMENTOS DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA: RELAÇÃO ENTRE EVENTOS FENOLÓGICOS REPRODUTIVOS E ESTRUTURAÇÃO GENÉTICA

Resumo

A diversidade das características associadas ao sucesso no processo de invasão está relacionada à variabilidade genética que os organismos invasores apresentam. Existem espécies de plantas com variabilidade genética menor, igual ou até maior do que na sua área nativa de distribuição. Além da deriva genética, endocruzamento e múltiplas introduções, a fenologia também pode ser um fator que influencia a variabilidade genética de uma população. *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) é uma espécie arbórea invasora em vários países e tem se tornado um problema na FOM. Este estudo teve como objetivos investigar a variabilidade genética de *L. lucidum* na região e avaliar o possível papel que a ocorrência dos eventos fenológicos reprodutivos pode ter na estruturação genética das populações da espécie em fragmentos de FOM. Foram coletadas folhas de indivíduos jovens e adultos de *L. lucidum* em três populações, nas quais também foram feitas as observações fenológicas. Após a extração do DNA, as amostras foram amplificadas via *PCR* para quatro *primers* *ISSR*. Foram calculados os índices de diversidade e heterozigosidade para avaliação da variabilidade genética e foi realizada uma *AMOVA* seguida de uma análise para avaliar a estruturação genética entre as populações. *Ligustrum lucidum* apresentou baixa variabilidade genética. As três áreas apresentaram sincronia nas suas fenofases reprodutivas e estruturação genética de baixa a moderada. Os indivíduos jovens foram agrupados em um único *cluster*, enquanto que os adultos formaram dois *clusters*. Os baixos níveis de variabilidade genética encontrados são de forma geral esperados em populações de espécies invasoras nas áreas invadidas. Apesar da baixa variabilidade, *L. lucidum* possui um alto potencial invasor na FOM, provavelmente devido à pré-adaptação da espécie às condições climáticas locais. A ocorrência sincrônica dos eventos fenológicos reprodutivos da espécie combinada com as análises de estruturação genética dos grupos de *L. lucidum* analisados indica que ocorre fluxo gênico entre as populações e que os eventos de dispersão da espécie podem alcançar no mínimo 2,5km; o que aumenta o seu potencial adaptativo e permite que diferentes alelos sejam distribuídos entre as populações.

Palavras-chave: *alfeneiro*, *fluxo gênico*, *marcadores ISSR*, *pré-adaptação local*, *plantas invasoras*

**GENETIC VARIABILITY OF *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton (OLEACEAE) IN
ARAUCARIA FOREST FRAGMENTS: RELATIONSHIP AMONG REPRODUCTIVE
PHENOLOGICAL EVENTS AND GENETIC STRUCTURE**

Abstract

The diversity of characteristics associated with the success of the invasion process is related to the genetic variability that invasive organisms present. There are plant species with less, equal or even more genetic variability than their native area of distribution. Beyond genetic drift, inbreeding and multiple introductions, phenology also might be an influence on the population genetic variability. *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) is an invasive tree species in several countries and has become a problem at AF. This study has as objectives to investigate the genetic variability of *L. lucidum* in the region and to evaluate the potential role that the occurrence of reproductive phenological events might have in the genetic structure of *L. lucidum* populations in AF fragments. Leaves from young and adult individuals were collected in three populations, in which the phenological observations were also done. After the DNA extraction, the samples were amplified by *PCR* for four *ISSR primers*. Diversity and heterozygosity indexes were calculated to evaluate the genetic variability and an AMOVA followed by an analysis was performed to evaluate the genetic structure among populations. *Ligustrum lucidum* showed low genetic variability. The three areas showed synchronic reproductive events and a low to moderate genetic structure. The young individuals were clustered in an only group, while the adults formed two groups. The low levels of genetic variability found in *L. lucidum* are in general expected in invasive species population in invaded areas. Despite the low variability, *L. lucidum* has a high invasive potential at AF, probably due to species pre-adaptation to the climatic conditions. The synchronic occurrence of the reproductive phenological events combined with the genetic structure analysis points the occurrence of gene flow among populations and that *L. lucidum* dispersion events can reach at least 2.5km, what increases its adaptative potential and allows different alleles to be distributed among populations.

Key-words: *glossy privet, gene flow, ISSR markers, local pre-adaptation, invasive plants*

Introdução

O processo de invasão biológica apresenta várias fases, dentre elas a chegada, o estabelecimento, a dispersão no novo ambiente e o impacto no *fitness* das populações nativas e sobre os processos ecossistêmicos locais (KOLAR & LODGE, 2001). Contudo, das muitas espécies que são introduzidas, somente uma pequena parte consegue se estabelecer, e uma menor parte é capaz de se tornar invasora (WILLIAMSON & FITTER, 1996; VAN KLEUNEN *et al.*, 2008).

A grande produção de sementes, a dispersão eficaz, a baixa exigência de recursos para germinação ou florescimento, o crescimento rápido de plântulas e a alta capacidade reprodutiva são características geralmente associadas a espécies de plantas que obtiveram sucesso no processo de invasão (REJMÁNEK & RICHARDSON, 1996; GURVICH *et al.*, 2005; GUILHERMETTI *et al.*, 2013). De modo geral, a diversidade dessas características nos organismos invasores está relacionada ao nível de variabilidade genética que eles apresentam, uma vez que é sobre ela que a seleção natural age (LEE, 2002). Os caracteres selecionados deverão aumentar o *fitness* da espécie e proporcionar mudanças na tolerância ao estresse e até mesmo nas suas respostas no ambiente invadido (TSUTSUI *et al.*, 2000; LEE, 2002).

Vários estudos têm demonstrado que não existe um padrão em relação à variabilidade genética de plantas invasoras, sendo possível encontrar espécies com variabilidade genética menor, igual ou até mesmo maior do que aquela encontrada na sua área nativa de distribuição (WARD *et al.*, 2008; WILSON *et al.*, 2009; PATAMSYTĖ *et al.*, 2013). Geralmente, no processo de colonização de uma espécie invasora, a variabilidade dentro das populações tende a ser reduzida, tanto pelo efeito fundador como pela deriva genética, uma vez que o número de colonizadores geralmente é pequeno, sendo este efeito muito maior, caso os indivíduos sejam provenientes da mesma população fonte e/ou apresentem reprodução clonal, comum em plantas invasoras (SAKAI *et al.*, 2001; WANG *et al.*, 2008; PATAMSYTĖ *et al.*, 2013). Por outro lado, diferentes fontes de propágulos podem explicar uma maior variabilidade genética de espécies invasoras em áreas invadidas (KOLBE *et al.*, 2004; LINDHOLM *et al.*, 2005; PARISOD *et al.*, 2005; DLUGOSH & PARKER, 2008).

Os eventos fenológicos também podem ser fatores que influenciam na variabilidade genética de uma população, uma vez que eles podem tanto promover como restringir o fluxo gênico entre diferentes indivíduos e populações através dos eventos de polinização e dispersão de sementes (LOVELESS & HAMRICK, 1984; HENDRY & DAY, 2005; SELBO & SNOW, 2005; ROUMET *et al.*, 2013; WEIS, 2015). Considerando um cenário no qual as

populações possuem indivíduos que diferem em sua época reprodutiva e, uma vez que essa variação também tem um componente genético, pode-se esperar que ocorra uma tendência em direção a uma estruturação genética espacial e/ ou temporal nessas populações (FOX, 2003; WEIS & KOSSLER, 2004; HENDRY & DAY, 2005; ROUMET *et al.*, 2013; WEIS, 2015). Por outro lado, em um cenário com populações sincrônicas em suas fases reprodutivas, novos alelos podem ser introduzidos pelo fluxo gênico (LOVELESS & HAMRICK, 1984; HENDRY & DAY, 2005; SELBO & SNOW, 2005; YEAMAN & JARVIS, 2006). Isso permite que caracteres adaptativos sejam compartilhados entre indivíduos da mesma população e de populações diferentes (THOMASSET *et al.*, 2014) ou que alelos deletérios sejam inseridos nas populações, resultando na sua extinção (FOX, 2003). Sendo assim, o fluxo gênico é um importante parâmetro evolutivo (FERNSTER, 1991), uma vez que pode favorecer ou prejudicar o estabelecimento de uma espécie introduzida.

Apesar da importância da fenologia sobre o fluxo gênico, pouco se sabe sobre seu efeito em populações naturais (WEIS & KOSSLER, 2004; ROUMET *et al.*, 2013) e menos ainda em populações invasoras. Portanto, o estudo da variabilidade genética combinado com os padrões fenológicos entre populações de plantas invasoras é uma ferramenta importante para caracterizar o possível papel que os eventos de polinização e de dispersão de sementes, tanto locais quanto de longa distância, podem assumir no processo de invasão da espécie (ELLSTRAND, 1992; WALKER *et al.*, 2003).

Apesar de serem bastante utilizados em estudos que investigam a presença de diferentes genótipos em bancos de germoplasmas e de diferentes cultivares (CAI *et al.*, 2010; KISHORE *et al.*, 2013), os marcadores *ISSR* (*Inter Simple Sequence Repeats*) têm sido empregados como uma metodologia alternativa às isozimas e ao *RAPD* (*Random Amplified Polymorphic DNA*) em estudos que abordam a genética de populações com foco na conservação de espécies (SONG *et al.*, 2010; ZHOU *et al.*, 2010; KISHORE *et al.*, 2013; NAÏMA *et al.*, 2015) ou na dinâmica de espécies invasoras (MEEKINS *et al.*, 2001; LI *et al.*, 2006; WOLF *et al.*, 2012; JABEEN *et al.*, 2015). Uma vez que sua aplicação não necessita de informações *a priori* sobre a sequência alvo do genoma, marcadores *ISSR* podem ser uma ferramenta extremamente importante em estudos que abordam a variabilidade genética de determinada espécie (MEEKINS *et al.*, 2001; LI *et al.*, 2006; CAI *et al.*, 2010). Além disso, esses marcadores são eficientes na detecção da distribuição de genótipos mesmo em populações com baixa variabilidade genética (ESSELMAN *et al.*, 1999), pois apresentam um alto polimorfismo, possibilitando a identificação de variações que ocorreram no genoma, ainda que um curto espaço de tempo tenha passado desde a introdução da espécie (SEMAGN *et al.*, 2006).

Ligustrum lucidum W.T. Aiton (Oleaceae) é uma espécie arbórea nativa da China e invasora em vários países da América do Sul, América do Norte, Oceania, Ásia e África, além de ser encontrada em algumas ilhas do Oceano Atlântico e do Pacífico (WILCOX, 2000; ARAGÓN & GROOM, 2003; ISHII & IWASAKI, 2008; HOYOS *et al.*, 2010; ASLAN, 2011; GUILHERMETTI *et al.*, 2013; REJMÁNEK & RICHARDSON, 2013). Devido a sua utilização como planta ornamental, é uma espécie associada com a flora urbana (GAVIER-PIZARRO *et al.*, 2012; GUIDINI *et al.*, 2014), o que facilita a sua invasão em áreas naturais adjacentes, uma vez que a urbanização sem um planejamento adequado cria nichos que podem ser facilmente invadidos (SULLIVAN *et al.*, 2005; WANIA *et al.*, 2006). A espécie foi introduzida nas cidades do sul do Brasil nas décadas de 60 e 70, porém apresenta grande potencial invasor na Floresta Ombrófila Mista (FOM; BACKES & IRGANG, 2004; MATTHEWS, 2005).

Este estudo teve como objetivos investigar a variabilidade genética de *L. lucidum* na região de Curitiba (PR) e avaliar o possível papel que a ocorrência dos eventos fenológicos reprodutivos pode ter na estruturação genética das populações de *L. lucidum* em fragmentos de FOM no mesmo local. Uma vez que se espera que populações sincrônicas em suas fenofases reprodutivas apresentem fluxo gênico, a hipótese considerada é que as populações de *L. lucidum* que apresentam sobreposição das suas fenofases reprodutivas terão indivíduos juvenis mais semelhantes geneticamente entre si do que se comparados aos indivíduos adultos das suas respectivas populações (FIGURA 1).

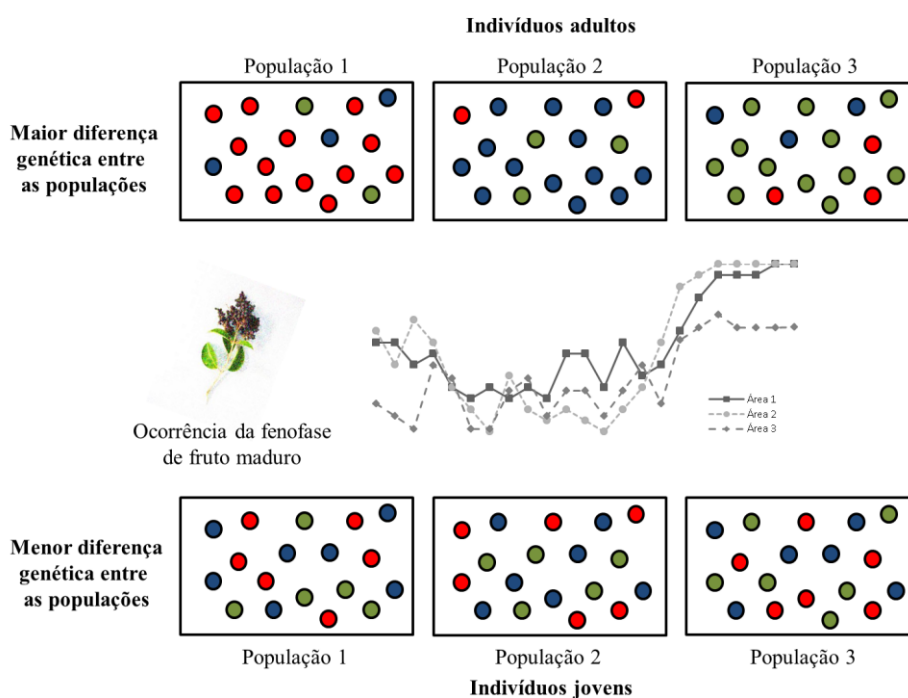


Figura 1 - Hipótese considerada para o estudo. Populações de *L. lucidum* que apresentam sobreposição das suas fenofases reprodutivas terão indivíduos juvenis mais semelhantes geneticamente entre si do que se comparados aos indivíduos adultos das suas respectivas populações.

Material e métodos

Amostragem e extração de DNA das populações

As amostras de folhas de *L. lucidum* foram coletadas em três áreas da cidade de Curitiba: Complexo Mata Viva, que está localizado no Campus Centro Politécnico da Universidade Federal do Paraná ($25^{\circ}26'51,6''S$ e $49^{\circ}14'03,5''W$), Bosque João Paulo II ($25^{\circ}24'32,0''S$ e $49^{\circ}16'08,8''W$) e Parque São Lourenço ($25^{\circ}23'01,1''S$ e $49^{\circ}15'55,9''W$; FIGURA 2). Em cada local, foram selecionados indivíduos jovens e adultos, 19 em média por faixa etária, dos quais as folhas foram coletadas, secas em sílica gel e armazenadas a $-20^{\circ}C$ para posterior extração de DNA. A altura e o diâmetro à altura do peito (DAP) foram os parâmetros utilizados para fazer a distinção entre indivíduos jovens e adultos (TABELA 1 – material suplementar). Indivíduos adultos apresentaram média de altura de 15,49m ($\pm 4,68$) enquanto que os indivíduos jovens possuem cerca de 2,10m ($\pm 0,76$). Já em relação ao DAP, os indivíduos adultos apresentaram média de 52,69cm ($\pm 26,34$) e os jovens 2,55 cm ($\pm 1,25$).

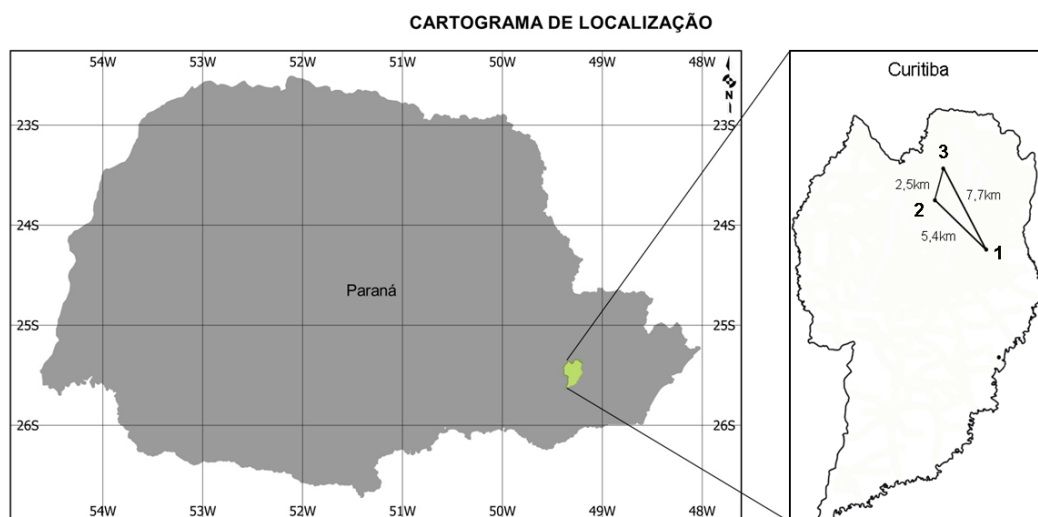


Figura 2 – Localização dos locais de amostragem no município de Curitiba (PR) e as respectivas distâncias geográficas entre eles. 1) Centro Politécnico; 2) Bosque João Paulo II; 3) Parque São Lourenço.

As folhas coletadas foram maceradas em nitrogênio líquido. O DNA genômico foi extraído do tecido macerado utilizando a metodologia proposta por Roy *et al.* (1992) com algumas modificações. O DNA foi avaliado e quantificado por meio do espectrofotômetro *GeneQuant Pro*.

Amplificação por PCR

Após a extração do DNA, as amostras foram amplificadas via *PCR* (*Polymerase Chain Reaction*) para quatro *primers* de regiões *ISSR* (TABELA 1). As reações de *PCR* foram realizadas considerando 25µL como volume final e em duplicata para alguns indivíduos a fim de confirmar se o padrão de bandas era reproduzível. Os produtos de *PCR* foram verificados através de eletroforese em gel de agarose 2%, a 80 volts por quatro horas, corados com brometo de etídeo e visualizados em transiluminador de luz ultravioleta. As fotografias provenientes dos géis de agarose foram analisadas com o auxílio do software *Gel Analyzer 2010a* (ZWECKER-LAZAR & LAZAR, 2010). O tamanho dos fragmentos obtidos (em pares de base [pb]) foi comparado com um marcador de peso molecular de 100 pb. Os fragmentos de *ISSR* amplificados com a mesma mobilidade de acordo com o peso molecular foram classificados quanto à presença ou ausência de bandas homólogas, sendo codificados como (1) e (0) respectivamente.

Tabela 1 – Condições utilizadas na PCR para cada *primer* analisado.

<i>Primers</i>	Sequência (5' – 3')	Concentração dos reagentes					Temp. de anelamento (C°)
		Primer ($\mu\text{mol}/\mu\text{L}$)	Taq (U)	dNTP (mM)	MgCl ₂ (mM)	DNA (ng)	
<i>ISSR4</i>	(GT) ₇ YG	0,6	1	0,25	1,5	20	51,5
<i>ISSR7</i>	(CAC) ₄ RC	0,5	1	0,25	1,5	20	55,3
<i>ISSR13</i>	(GA) ₈ YT	0,6	1	0,25	2,0	20	51,8
<i>ISSR20</i>	(AC) ₇ RG	0,5	1	0,25	1,5	20	55,0

Y = C ou T; R = A ou G

Variabilidade genética

Nas análises, cada faixa etária de cada local foi considerada como um grupo (TABELA 2). Os indivíduos jovens representam os eventos reprodutivos mais recentes e os adultos representam a fonte de variabilidade genética nos eventos reprodutivos. A fim de avaliar a variabilidade genética dentro e entre os grupos de indivíduos de *L. lucidum*, foi utilizado o software POPGENE v. 1.31 (YEH *et al.*, 1999). Foram calculados o número médio de alelos por loco (*A*), o número efetivo médio de alelos por loco (*A_e*), o Índice de Shannon (*I*), o número de bandas polimórficas (*NBP*), a porcentagem de bandas polimórficas (*PBP*), a heterozigosidade esperada (*H_s*) e a heterozigosidade total (*H_t*), o Índice de Diversidade Genética de Nei (*h*) e o coeficiente de diferenciação genética (*G_{st}*) (LEWONTIN, 1972).

Tabela 2 - Códigos dos grupos considerados para as análises.

Código	População	Faixa etária
BP	Bosque João Paulo II	Adultos
CP	Centro Politécnico	Adultos
SL	Parque São Lourenço	Adultos
JBP	Bosque João Paulo II	Jovens
JCP	Centro Politécnico	Jovens
JSL	Parque São Lourenço	Jovens

*Relação entre estruturação genética e ocorrência dos eventos fenológicos reprodutivos**Estruturação genética*

Para avaliar a estruturação e a diferenciação genética entre os grupos, foi utilizada a Estatística *F* (WRIGHT, 1943; 1951). A comparação dos valores médios dos parâmetros analisados entre os grupos foi realizada através de uma Análise Molecular de Variância (AMOVA). Foi utilizado o software *Arlequin* v.3.5.2 (EXCOFFIER & LISCHER, 2010) para a realização dessas análises. Para o teste de significância, foram realizadas 1023 permutações.

Para a inferência do número potencial de populações (K) foi utilizado o software *Structure* v.2.3.4 (FALUSH *et al.*, 2007) assumindo o modelo *admixture* e frequências alélicas relacionadas. Foram realizadas três corridas independentes para os diferentes valores de K (de 1 a 7). Para cada valor de K , foram realizadas 1.000.000 repetições de MCMC (Markov Chain Monte Carlo) depois do *burn-in* de 100.000 repetições. O valor mais provável de K foi determinado a partir da mudança na probabilidade *log* dos dados entre os valores de K correspondentes (ΔK) (EVANNO *et al.*, 2005) no *Structure Harvester* (EARL *et al.*, 2012).

Eventos fenológicos reprodutivos

As observações fenológicas dos indivíduos de *L. lucidum* nos locais de amostragem ocorreram de setembro de 2015 até maio de 2017, totalizando 20 meses de observação. A metodologia seguiu o descrito no Capítulo 1, porém foram consideradas apenas duas fenofases reprodutivas de *L. lucidum*, antese e fruto maduro, uma vez que representam os eventos de dispersão de pólen e sementes respectivamente. Os índices gerados para as fenofases reprodutivas durante o período de observação foram comparados entre os locais através da Correlação de Spearman (r_s). Para realizar essas análises, foi utilizado o pacote *stats* do ambiente estatístico *R* (2015, versão 3.2.1, *R Foundation for Statistical Computing*, Viena, Áustria; <http://www.R-project.org/>).

Resultados

Variabilidade genética

Foram geradas 275 bandas, das quais 274 foram polimórficas (99,64%; TABELA 3), com padrão de amplificação altamente reproduzível. O grupo CP foi o que apresentou os maiores índices de polimorfismo, seguido do grupo BP. Os menores valores de polimorfismo foram encontrados no grupo JCP, que apresentou 142 *loci* polimórficos, 16,4% a menos do que o grupo com maior valor. Os índices de diversidade genética foram semelhantes entre os grupos, porém, todos eles, incluindo aqueles relacionados ao total de indivíduos amostrados, indicaram que *L. lucidum* apresenta baixa variabilidade genética (TABELA 3).

Tabela 3 - Medidas de diversidade dos grupos avaliados. Número de indivíduos (*N*); Número de *loci* polimórficos (*NLP*); Porcentagem de *loci* polimórficos (*PLP*); Número observado de alelos (*A*); Número efetivo de alelos (*Ae*); Diversidade genética de Nei (*h*); Índice de Shannon (*I*); Heterozigosidade total (*H_t*); Heterozigosidade esperada (*H_s*); Coeficiente de diferenciação genética (*G_{st}*). Para *A*, *Ae*, *h*, *I*, *H_t* e *H_s* estão representados as médias e os respectivos desvios padrão. Adultos Bosque João Paulo II (BP); Adultos Centro Politécnico (CP); Adultos Parque São Lourenço (SL); Jovens Bosque João Paulo II (JBP); Jovens Centro Politécnico (JCP); Jovens Parque São Lourenço (JSL).

	Grupos						Total
	BP	CP	SL	JBP	JCP	JSL	
<i>N</i>	18	19	14	16	13	15	95
<i>NLP</i>	168	187	153	153	142	155	274
<i>PLP</i>	61,09	68,00	55,64	55,64	51,64	56,36	99,64
<i>A</i>	1,61 ± 0,49	1,68 ± 0,67	1,56 ± 0,50	1,56 ± 0,50	1,52 ± 0,50	1,56 ± 0,50	2,00 ± 0,06
<i>Ae</i>	1,11 ± 0,16	1,16 ± 0,24	1,12 ± 0,19	1,12 ± 0,19	1,13 ± 0,22	1,13 ± 0,21	1,13 ± 0,15
<i>H</i>	0,08 ± 0,10	0,11 ± 0,13	0,09 ± 0,11	0,09 ± 0,12	0,09 ± 0,13	0,09 ± 0,12	0,10 ± 0,09
<i>I</i>	0,15 ± 0,16	0,20 ± 0,20	0,16 ± 0,18	0,16 ± 0,18	0,16 ± 0,19	0,16 ± 0,19	0,20 ± 0,13
<i>H_t</i>							0,10 ± 0,01
<i>H_s</i>							0,09 ± 0,01
<i>G_{st}</i>							0,09

Relação entre estruturação genética e ocorrência dos eventos fenológicos reprodutivos

Estruturação genética

A AMOVA indicou que a maior parte da variabilidade genética de *L. lucidum* encontra-se dentro dos grupos analisados (90%), enquanto que apenas 10% são relativos a diferenças entre eles (TABELA 4). O valor de F_{ST} foi 0,10; o que corresponde a uma estruturação de baixa a moderada entre os grupos.

Tabela 4 – Resultados da Análise de Variância Molecular (AMOVA) para os grupos amostrados. Graus de liberdade (G.L.); F_{ST} (Estatística *F* de Wright).

Fonte de variação	G.L.	Soma dos quadrados	Variação dos componentes	Porcentagem da variação	F_{st}	<i>p</i>
Entre grupos	5	188,9	1,40	10,21	0,10	0,05
Dentro dos grupos	103	1271,3	12,34	89,79		0,05
Total	108	1460,2	13,75			

Os valores de *p* foram baseados em 1023 permutações.

Nas análises do *Structure*, os indivíduos analisados foram separados em três *clusters* ($\Delta K = 3$; FIGURA 3). O primeiro é composto por uma maior proporção de indivíduos adultos do Centro Politécnico, o segundo por uma maior proporção de indivíduos adultos do Bosque João Paulo II e do Parque São Lourenço e o terceiro é composto, principalmente, por indivíduos jovens das três áreas (FIGURA 4, TABELA 2 – material suplementar). Todos

os grupos tiveram valores iguais ou maiores que 50% dos indivíduos identificados em cada um dos *clusters*.

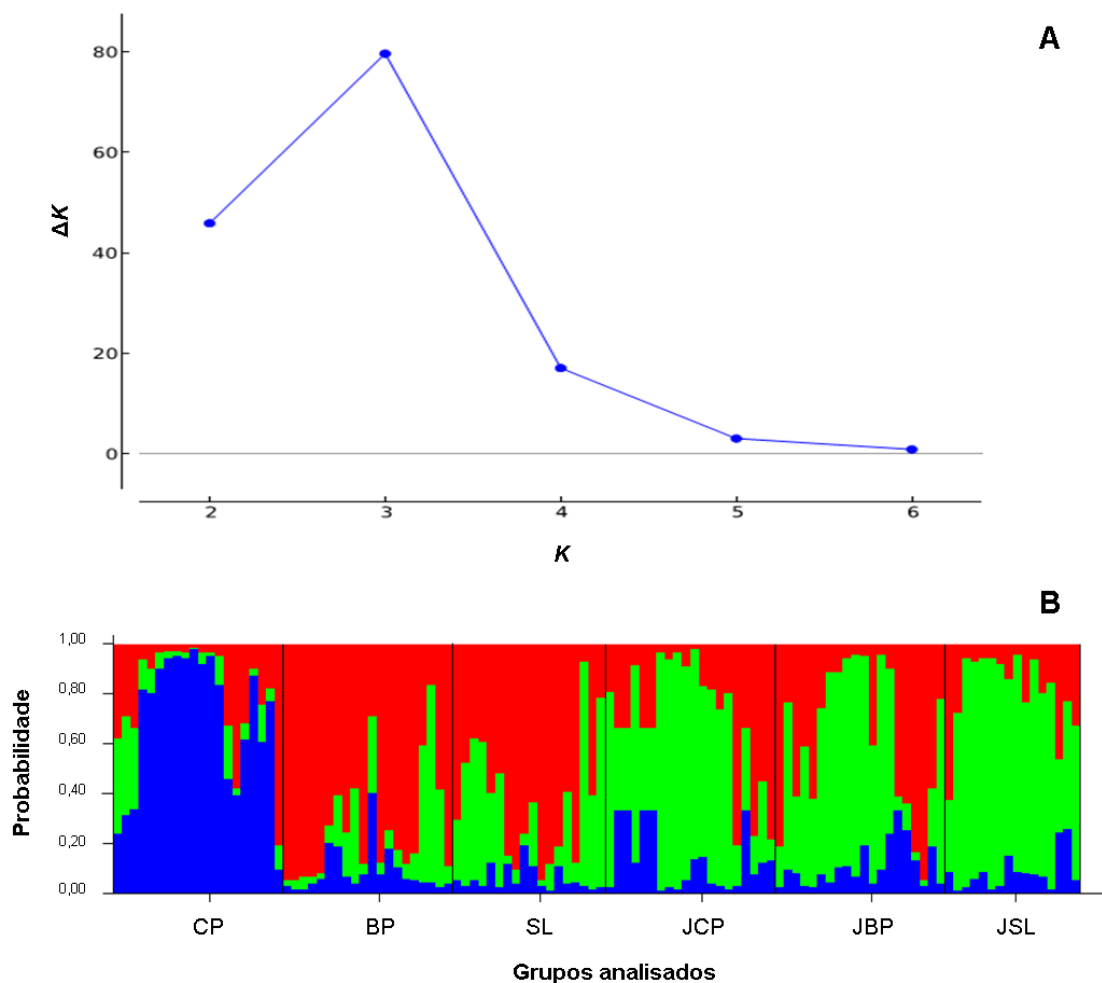


Figura 3 – Resultado das análises e das simulações realizadas pelo *Structure* e *Structure Harvester*. A) ΔK para os grupos amostrados de *Ligustrum lucidum*. K corresponde ao número hipotético de *clusters* e ΔK corresponde à divisão das médias pelos respectivos desvios padrão das probabilidades de K . B) Representação dos indivíduos de *L. lucidum* pertencentes a cada grupo analisado de acordo com a probabilidade de pertencer a cada *cluster* considerando $K = 3$. O *Cluster* 1 está representado em azul, o *Cluster* 2 em vermelho e o *Cluster* 3 em verde. Adultos Centro Politécnico (CP); Adultos Bosque João Paulo II (BP); Adultos Parque São Lourenço (SL); Jovens Centro Politécnico (JCP); Jovens Bosque João Paulo II (JBP); Jovens Parque São Lourenço (JSL).

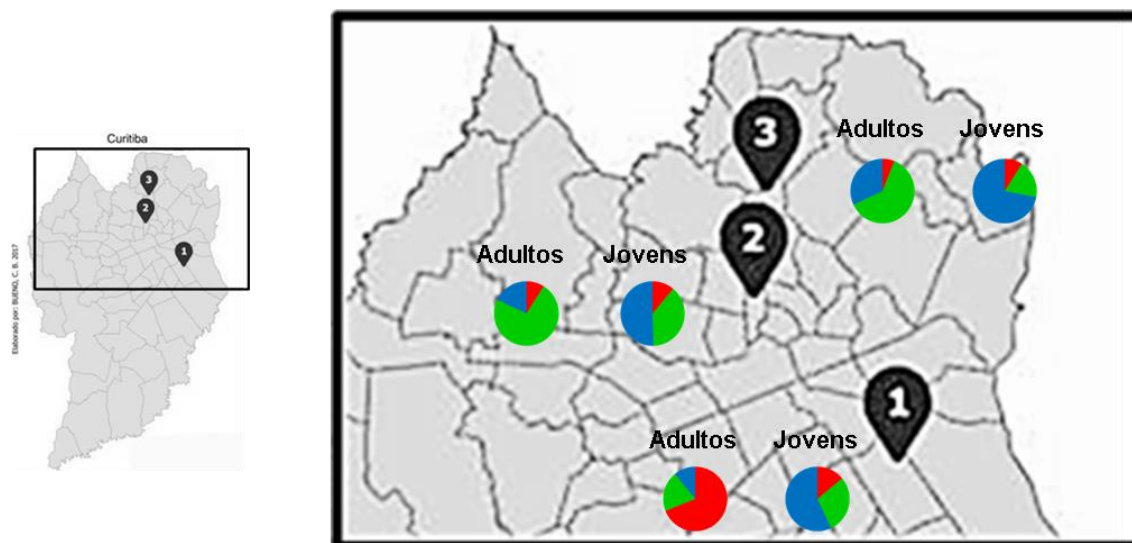


Figura 4 – Proporção de indivíduos agrupados por *cluster* em cada um dos grupos amostrados na cidade de Curitiba. O *Cluster* 1 está representado em azul, o *Cluster* 2 em vermelho e o *Cluster* 3 em verde. Centro Politécnico (1); Bosque João Paulo II (2); Parque São Lourenço (3).

Eventos fenológicos reprodutivos

A ocorrência dos eventos fenológicos reprodutivos de *L. lucidum* foi semelhante nos três locais amostrados (TABELA 5). A antese iniciou em outubro no Centro Politécnico e no Parque São Lourenço e em novembro no Bosque João Paulo II, seguindo até fevereiro, quando a ocorrência da fenofase diminuiu nas três áreas (FIGURA 5A). No Parque São Lourenço, em 2016, a antese iniciou cerca de um mês depois das outras áreas. O pico de atividade da fenofase foi observado nos meses de dezembro e janeiro em todas as áreas. Durante o inverno, a antese também ocorreu, porém com uma frequência menor.

A frequência de frutos maduros aumentou a partir de abril e maio e atingiu seu pico de ocorrência em julho nas três áreas observadas (FIGURA 5B). A partir de agosto, a fenofase ocorreu com menor frequência no Centro Politécnico. No Bosque João Paulo II e no Parque São Lourenço, a fenofase permaneceu constante até setembro, porém ocorreu com menor intensidade.

Tabela 5 - Coeficientes de correlação (r_s) das fenofases reprodutivas entre os locais avaliados. Todos os testes de correlação apresentaram $p < 0,01$. Centro Politécnico (CP); Bosque João Paulo II (BP); Parque São Lourenço (SL).

Locais	Índice de Atividade	
	Antese	Fruto maduro
CP x BP	0,60	0,92
CP x SL	0,60	0,83
BP x SL	0,70	0,88

Índice de Fournier		
Locais	Antese	Fruto maduro
CP x BP	0,57	0,91
CP x SL	0,62	0,83
BP x SL	0,71	0,88

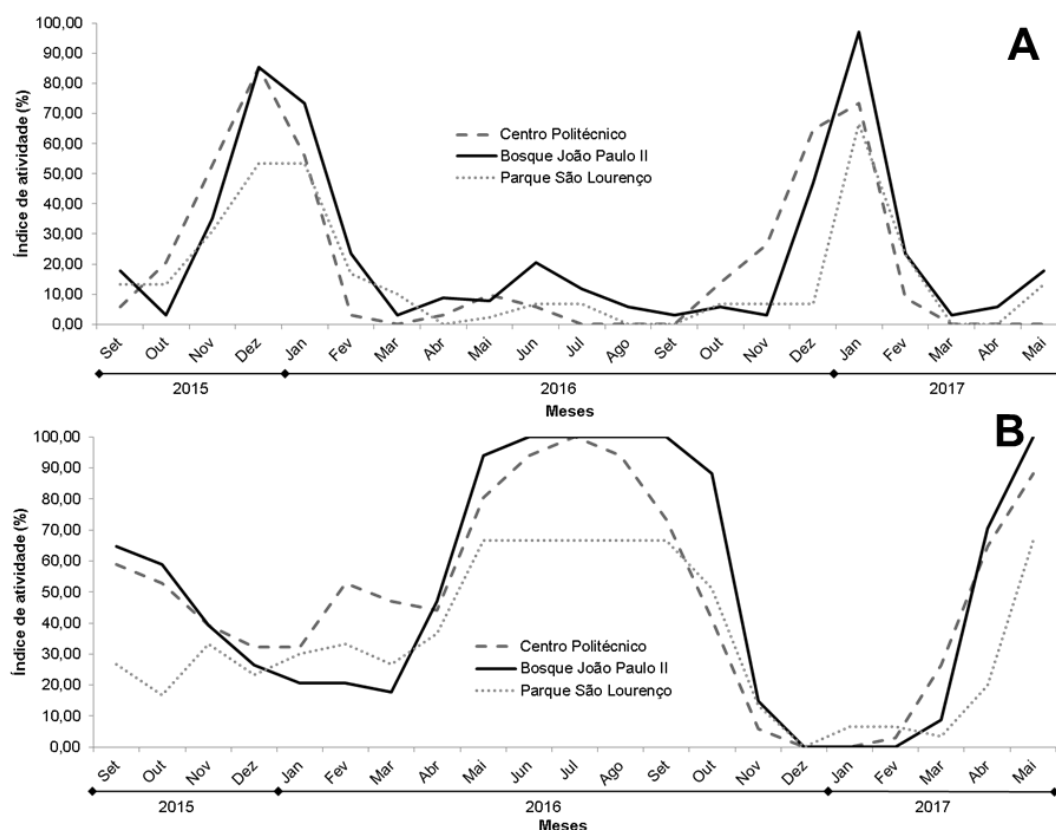


Figura 5 – Eventos fenológicos reprodutivos apresentados por *Ligustrum lucidum* em cada local durante o período de estudo. A) Índice de atividade da fenofase de antese; B) Índice de atividade da fenofase de fruto maduro.

Discussão

Variabilidade genética

A semelhança na porcentagem de *loci* polimórficos entre os grupos e as médias dos índices de diversidade avaliados indicaram baixos níveis de variabilidade e de heteroziguidade nas populações analisadas de *L. lucidum*. Na China, área nativa de distribuição da espécie, a variabilidade genética é maior do que a encontrada nas áreas de FOM analisadas (TABELA 6; LI, 2011). A porcentagem de *loci* polimórficos foi alta, considerando o total de indivíduos amostrados, porém, ela é, em sua maioria, apenas reflexo das características do marcador molecular utilizado (SEMAGN *et al.*, 2006).

De maneira geral, populações em áreas invadidas apresentam menor variabilidade genética do que populações na área nativa de distribuição, uma vez que estão mais sujeitas à deriva genética e ao endocruzamento (NEI *et al.*, 1975; NOVAK & MACK, 2005; WARES *et al.*, 2005; DLUGLOSH & PARKER, 2008; WARD *et al.*, 2008). Porém, vários estudos com espécies de plantas invasoras, utilizando diferentes marcadores moleculares, demonstram que no processo de invasão de uma espécie pode ocorrer tanto uma redução na variabilidade genética, quanto a manutenção ou até mesmo um aumento da variabilidade em relação às áreas nativas (TABELA 6).

Tabela 6 - Diversidade genética de Nei (*h*) de algumas espécies de plantas invasoras em suas áreas nativas e introduzidas, considerando diferentes marcadores moleculares. Locais marcados com “ * ” indicam as áreas nativas.

Espécies (Famílias)	Localização	Marcador molecular	<i>h</i>	Referências
<i>Ligustrum lucidum</i> (Oleaceae)	China*	ISSR	0,20	LI, 2011
	Brasil (Curitiba)	ISSR	0,10	Este estudo
<i>Cedrus atlantica</i> (Pinaceae)	Argélia*	Alozimas	0,19	LEFÈVRE <i>et al.</i> , 2004
	França		0,16	
<i>Alliaria pettiolata</i> (Brassicaceae)	Europa*	SSR	0,22	DURKA <i>et al.</i> , 2005
	América do Norte		0,12	
<i>Hypericum canariense</i> (Hypericaceae)	Ilhas Canárias*	AFLP	0,18	DLUGLOSH, 2006
	Estados Unidos		0,09	
<i>Prunus serotina</i> (Rosaceae)	América do Norte*	SSR <i>cpDNA</i>	0,76	PAIRON <i>et al.</i> , 2010
	Europa		0,70	
<i>Ambrosia artemisiifolia</i> (Asteraceae)	América do Norte*	SSR	0,77	GAUDEUL <i>et al.</i> , 2011
	Europa		0,76	
	Argentina		0,78	
	China		0,73	
	Austrália		0,72	
<i>Pinus strobus</i> (Pinaceae)	América do Norte*	SSR	0,55	MANDÁK <i>et al.</i> , 2013
	Europa		0,55	
<i>Solanum rostratum</i> (Solanaceae)	México*	SSR	0,53	ZHAO <i>et al.</i> , 2013
	Estados Unidos		0,45	
	China		0,39	
<i>Impatiens gladiolifera</i> (Balsaminaceae)	Índia*	SSR	0,63	HAGENBLAD <i>et al.</i> , 2015
	França		0,19	
	Suécia		0,21	
	Noruega		0,18	
<i>Parthenium hysterophorus</i> (Asteraceae)	Paquistão*	ISSR	0,22	JABEEN <i>et al.</i> , 2015
	Austrália		0,19	

Os resultados desses estudos, em geral, têm relação com o histórico de introdução das espécies nos locais invadidos. Espécies com maior variabilidade nas áreas invadidas geralmente estão associadas com múltiplas introduções, compostas por um grande número de indivíduos, que são provenientes de várias populações fonte (DLUGLOSH & PARKER, 2008; WARD *et al.*, 2008). Por outro lado, espécies com menor variabilidade genética nas áreas invadidas, geralmente apresentam poucos episódios de introdução, ou foram originadas a partir de poucos indivíduos ou a partir de poucas populações fonte (DLUGLOSH & PARKER, 2008; WARD *et al.*, 2008). Embora não existam documentos que detalhem o histórico de introdução de *L. lucidum* nas regiões de FOM, o segundo cenário parece ser o mais provável, uma vez que é observada uma redução de 50% no *h* e de 37,5% no *I* em relação aos valores encontrados para a espécie na China (LI, 2011). *Ligustrum robustum*, outra espécie do gênero também reportada como invasora, apresenta valores de variabilidade genética ainda mais baixos do que os encontrados para *L. lucidum*, tanto em sua área nativa de distribuição no Sri Lanka e na Índia, como em algumas ilhas africanas onde a espécie é considerada invasora (MILNE & ABBOT, 2004).

Apesar de apresentar baixa variabilidade genética, *L. lucidum* conseguiu se estabelecer e até mesmo adquirir o *status* de organismo invasor em áreas de FOM, no sul do Brasil (GUILHERMETTI *et al.*, 2013; GUIDINI *et al.*, 2014). Embora a espécie também possua baixos níveis de variabilidade na China (LI, 2011), encontra-se amplamente distribuída, principalmente no sul e sudeste do país, envolvendo várias formações vegetais (HUANG *et al.*, 2016; FIGURA 6A). Nessas áreas, de forma geral, predominam climas subtropicais (CHAN *et al.*, 2016; FIGURA 6B) e algumas delas inclusive apresentam características ambientais muito semelhantes às encontradas na área de FOM analisada (FIGURA 7), como o comprimento do dia, a temperatura e a pluviosidade (CLIMATE-DATA.ORG, 2017; TIME AND DATE.COM, 2017)

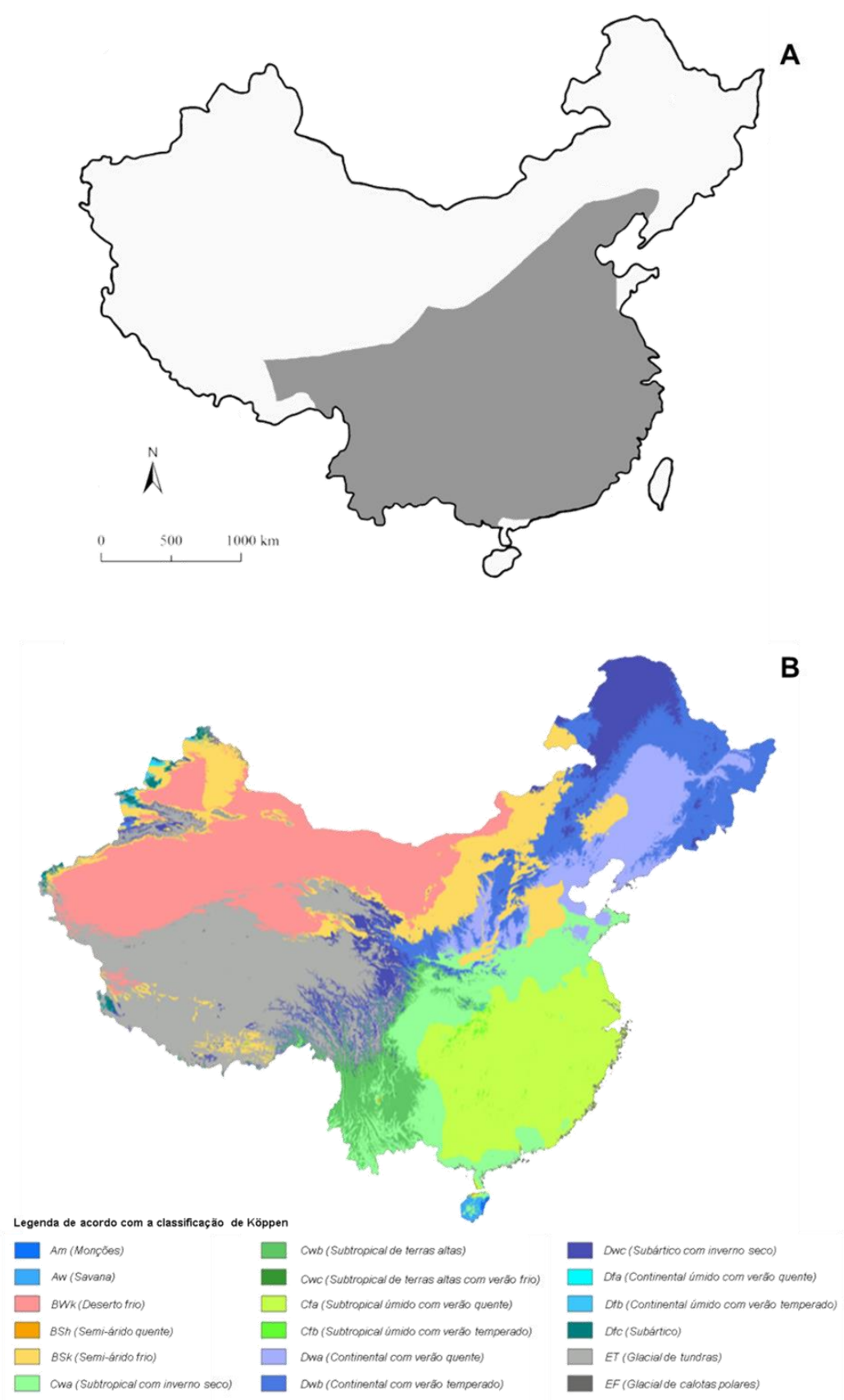


Figura 6 – Distribuição de *L. lucidum* na China (HUANG et al., 2016) (A); Classificação climática de Köppen na China (B).

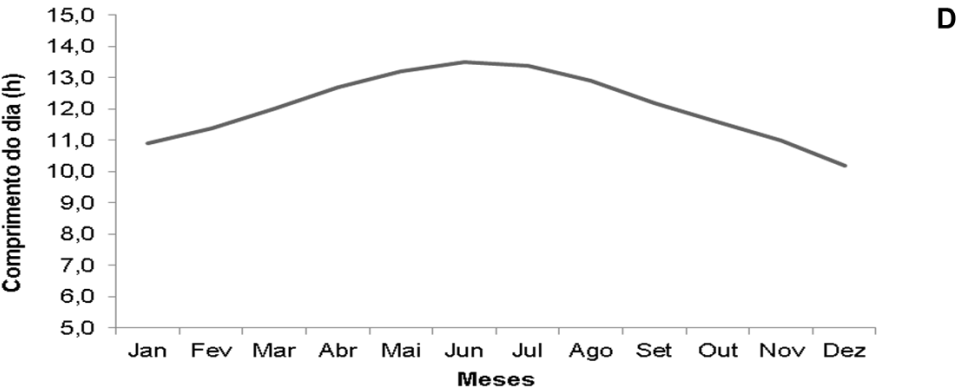
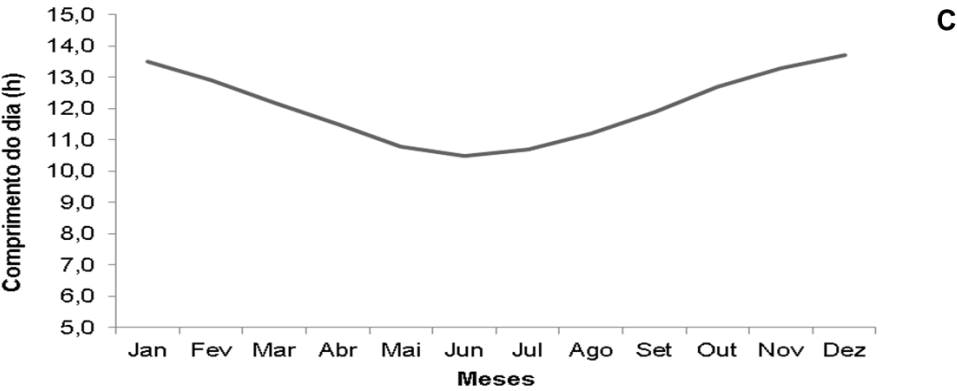
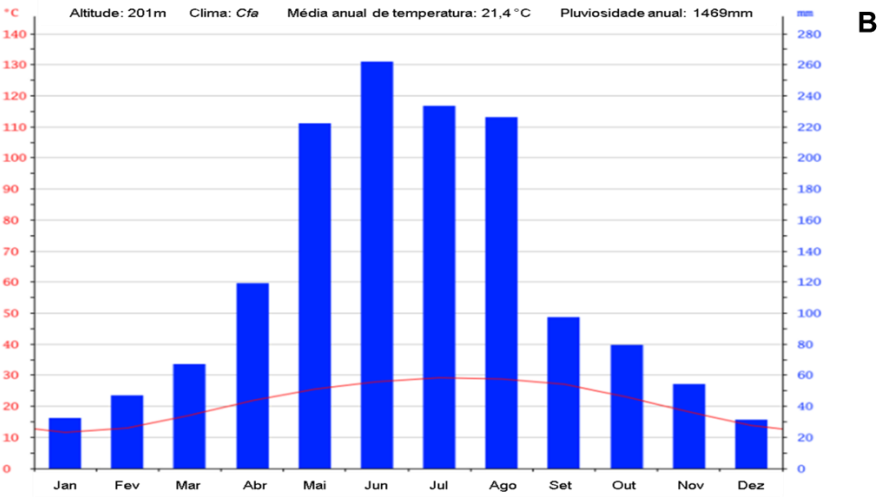
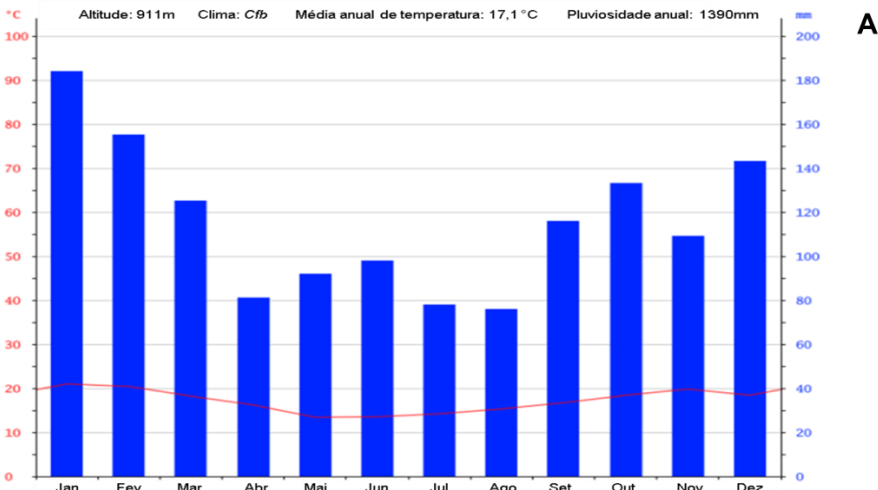


Figura 7 – Condições climáticas e comprimento do dia nas cidades de Curitiba, no Brasil (25°25'S e 49°16'W; FIGURA 1 – material suplementar) e Hechi, na China (24°41'N e 108°05'E), áreas onde *L. lucidum* é considerada invasora e nativa respectivamente. A e B) Climograma das cidades de Curitiba e Hechi, respectivamente. A pluviosidade mensal está representada pelas barras azuis e corresponde ao eixo vertical em azul. A temperatura está representada pela linha vermelha e corresponde ao eixo vertical em vermelho. Na área superior do gráfico encontram-se dados como altitude, tipo de clima, média anual da temperatura e pluviosidade anual; C e D) Comprimento do dia nas cidades de Curitiba e Hechi, respectivamente.

O comprimento do dia e a temperatura são variáveis que apresentam um padrão temporal de ocorrência e que coincidem com condições sazonais favoráveis, principalmente em regiões temperadas (PUTTERILL *et al.*, 2004; WILCZEK *et al.*, 2010; ANDRÉS & COUPLAND, 2012). Além disso, exercem um efeito significativo sobre a ocorrência das fenofases vegetativas e reprodutivas das espécies, refletindo suas estratégias fisiológicas e morfológicas na utilização de recursos (RATHCKE & LACEY, 1985; MORAIS & FREITAS, 2015). Tanto na área nativa como na área introduzida, as fenofases de *L. lucidum* relacionadas ao florescimento ocorrem com maior intensidade nos meses quentes e as fenofases relacionadas à frutificação nos meses frios (Capítulo 1; EFLORAS, 2017; FIGURA 8), indicando que, provavelmente, o comprimento do dia e a temperatura influenciam os genótipos presentes na área nativa e na área introduzida da mesma maneira.

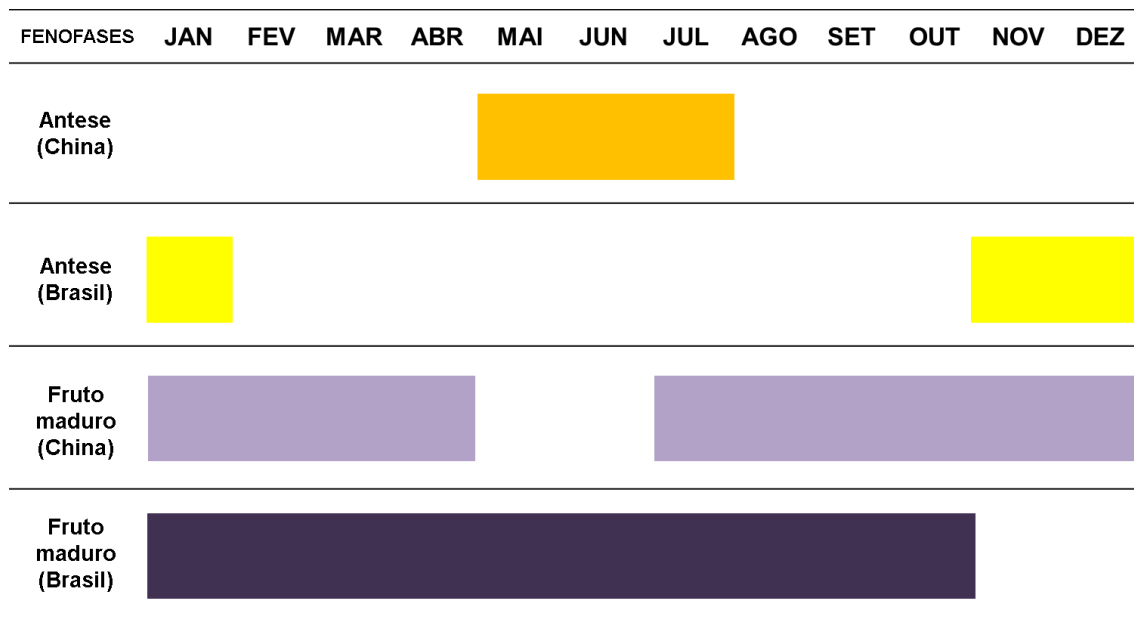


Figura 8 - Diagrama fenofásico dos eventos fenológicos reprodutivos de *L. lucidum* na China e na FOM (Brasil). As duas primeiras linhas referem-se às fenofases relacionadas ao florescimento e as duas últimas às fenofases relacionadas ao período de frutificação.

No entanto, na FOM, a ocorrência e a dispersão de frutos bem como a germinação das sementes de *L. lucidum* no inverno representam uma vantagem competitiva para a espécie

(Capítulo 1), pois nesta época, a maioria das espécies zoocóricas nativas não frutifica (MARQUES *et al.*, 2004; LIEBSCH & MIKICH, 2009) e as suas sementes se encontram em dormência no solo (ZANINI & GANADE, 2005). Portanto, o sucesso da introdução de *L. lucidum* na FOM pode estar relacionado com a pré-adaptação local, que pode ser um fator determinante para o estabelecimento de um organismo invasor uma vez que as condições ambientais nas áreas nativa e introduzida sejam semelhantes (FACON *et al.*, 2006; BOCK *et al.*, 2015; COLAUTTI & LAU, 2015).

Relação entre estruturação genética e ocorrência dos eventos fenológicos reprodutivos

Embora a AMOVA tenha indicado que a maior variabilidade genética encontra-se dentro dos grupos analisados, o valor de F_{ST} aponta que, apesar de semelhantes, os grupos apresentam uma estruturação genética de baixa a moderada (TABELA 4). Ainda que a matriz de origem dos indivíduos adultos de *L. lucidum* seja desconhecida, os *clusters* formados por eles podem ser considerados fontes diferentes de variabilidade genética (FIGURA 4). Porém, a ocorrência sincrônica dos eventos reprodutivos de *L. lucidum* nas três populações analisadas (FIGURA 5), indica que os genótipos da espécie presentes nas áreas de FOM são influenciados da mesma forma pelas condições climáticas locais, principalmente pelo comprimento do dia e temperatura (Capítulo 1).

A sincronia nos eventos fenológicos reprodutivos de *L. lucidum* pode ter resultado no agrupamento da maioria dos indivíduos jovens em apenas um *cluster*, o que mostra que os indivíduos jovens são mais semelhantes entre si do que com os indivíduos adultos da mesma população. Embora os eventos de dispersão de pólen e sementes de *L. lucidum* não tenham sido avaliados nesse estudo, esses resultados indicam que ocorre fluxo gênico entre as populações. Isso permite que diferentes alelos sejam distribuídos entre elas (ELLSTRAND, 1992; ELLSTRAND, 2014) e, como consequência, ocorre a manutenção dos genótipos de *L. lucidum* que têm obtido sucesso na propagação da espécie no ambiente invadido (THOMASSET *et al.*, 2014), bem como a redução dos efeitos deletérios gerados pela deriva genética e pelo endocruzamento (ELLSTRAND, 1992; DLUGLOSH & PARKER, 2008; ELLSTRAND, 2014). Portanto, o fluxo gênico em *L. lucidum* nas áreas de FOM aumenta o potencial adaptativo da espécie e reduz o risco de extinção (ELLSTRAND, 1992; DLUGLOSH & PARKER, 2008; ELLSTRAND, 2014).

As análises do *STRUCTURE* também indicam que a dispersão de pólen e/ ou sementes da espécie pode alcançar no mínimo 2,5 km; o que pode ser considerado como dispersão de

longa distância para plantas, uma vez que a maioria delas apresenta padrões de dispersão que atingem algumas dezenas de metros (CAIN *et al.*, 2000; NATHAN *et al.*, 2008). Quando a dispersão é limitada, ocorre uma estruturação espacial entre as populações, uma vez que a prole se estabelece próxima a seus genitores (HAMRICK *et al.*, 1993; PARKER *et al.*, 2001; CHUNG *et al.*, 2000; CHUNG *et al.*, 2003). Em contrapartida, quando existe estruturação genética entre indivíduos adultos e ocorre dispersão a longa distância, geralmente mais de 1 km (NATHAN *et al.*, 2008), os jovens se tornam mais semelhantes entre eles, de forma que a estruturação genética observada nos indivíduos adultos não ocorre nos indivíduos jovens (HAMRICK *et al.*, 1993; PARKER *et al.*, 2001; CHUNG *et al.*, 2000; CHUNG *et al.*, 2003). Dessa forma, o fluxo gênico resultado de dispersões de longa distância, pode gerar uma estruturação temporal entre as faixas etárias, que no futuro, conforme os indivíduos jovens forem atingindo a maturidade sexual, pode refletir na redução da estruturação espacial entre as populações (CHUNG *et al.*, 2003).

Embora a variabilidade genética de *L. lucidum* encontrada nas áreas de FOM analisadas seja baixa, a pré-adaptação da espécie às condições climáticas locais parece ser o fator determinante para o seu estabelecimento (FACON *et al.*, 2006; BOCK *et al.*, 2015; COLAUTTI & LAU, 2015), uma vez que as condições ambientais nas áreas nativa e introduzida são semelhantes. Além disso, a ocorrência sincrônica dos eventos fenológicos reprodutivos da espécie proporciona que ocorra fluxo gênico entre as populações, o que permite que diferentes alelos sejam distribuídos entre elas, aumentando o potencial adaptativo da espécie (ELLSTRAND, 1992; DLUGLOSH & PARKER, 2008; ELLSTRAND, 2014).

Referências

- ANDRÉS, F.; COUPLAND, G. The genetic bases of flowering responses to seasonal cues. **Nature Reviews (Genetics)**, vol. 13, p. 627-639; 2012.
- ARAGÓN, R., GROOM, M. Invasion by *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in NW Argentina: early stages characteristics in different habitats types. **Revista de Biología Tropical**, vol. 51, n. 1, p. 59-70, 2003.
- ASLAN, C.E. Implications of newly-formed seed-dispersals mutualisms between birds and introduced plants in Northern California, USA. **Biological Invasions**, vol. 13, p. 2829-2845, 2011.
- BACKES, P. & IRGANG, B. **Árvores cultivadas no sul do Brasil: Guia de identificação e interesse paisagístico das principais espécies exóticas**. Porto Alegre. Palotti, 2004. 204p.

BOCK, D.G.; CASEYS, C.; COUSENS, R.D.; HAHN, M.A.; HEREDIA, S.M.; HÜBNER, S.; TURNER, K.G.; WHITNEY, K.D.; RIESEBERG, L.H. What we still don't know about invasion genetics. **Molecular Ecology**, vol. 24, p. 2277-2297, 2015.

CAI, Y.; SUN, D.; WU, G.; PENG, J. ISSR-based genetic diversity of *Jatropha curcas* germplasm in China. **Biomass and Bioenergy**, vol. 34, p. 1739-1750, 2010.

CAIN, M.L.; MILLIGAN, B.G.; STRAND, A.E. Long-distance seed dispersal in plant populations. **American Journal of Botany**, vol. 87, n.9, p. 1217-1227, 2000.

CHAN, D.; WU, Q.; JIANG, G.; DAI, X. Project shifts in Köppen climate zones over China and their temporal evolution in CMIP5 Multi-Model simulations. **Advances in Atmospheric Sciences**, vol. 33, p. 283-293, 2016.

CHUNG, M.G.; CHUNG, M.Y.; OH, G.S.; EPPERSON, B.K. Spatial genetic structure in a *Neolitsea sericea* population (Lauraceae). **Heredity**, vol. 85, p. 490-497, 2000.

CHUNG, M.Y.; EPPERSON, B.K.; CHUNG, M.G. Genetic structure of age classes in *Camelia japonica* (Theaceae). **Evolution**, vol. 57, n. 1, p. 62-73, 2003.

CLIMATE-DATA.ORG. Disponível em: <<https://en.climate-data.org/location/.2010/>>.

Acesso em: 26/07/2017.

COLAUTTI, R.I.; LAU, J.A. Contemporary evolution during invasion: evidence for differentiation, natural selection, and local adaptation. **Molecular Ecology**, vol. 24, p. 1999-2017, 2015.

DLUGLOSH, K.M. **Adaptation and colonization in *Hypericum canariense*: past and present invasions of an island endemic**. PhD thesis, Universidade da Califórnia, Santa Cruz, 2006.

DLUGLOSH, K.M.; PARKER, I.M. Founding events in species invasions: genetic variation, adaptative evolution, and the role of the multiple introductions. **Molecular Ecology**, vol. 17, p. 431-449, 2008.

DURKA, W.; BOSSDORF, O.; PRATI, D.; AUGÉ, H. Molecular evidence for multiple introductions of garlic mustard (*Alliaria petiolata*, Brassicaceae) to North America. **Molecular Ecology**, vol. 14, p. 1697-1706, 2005.

EARL, D.A.; VONHOLDT, B.M. STRUCTURE HARVESTER: a website and program for visualizing STRUCTURE output and implementing the Evanno method. **Conservation Genetic Resources**, vol. 4, n. 2, p. 359-361, 2012.

EFLORAS. Disponível em: <http://www.efloras.org/florataxon.aspx?flora_id=2&taxon_id=200017794>. Acesso em: 12/06/2017.

ELLSTRAND, N.C. Gene flow by pollen: Implications for plant conservation genetics. **Oikos**, vol. 63, n. 1, p. 77-86, 1992.

ELLSTRAND, N.C. Is gene flow the most important evolutionary force in plants? **American Journal of Botany**, vol. 101, n. 5, p. 737-753, 2014.

ESSELMAN, E.J.; JIANQIANG, L.; CRAWFORD, D.J.; WINDUS, J.L.; WOLFE, A.D. Clonal diversity in the rare *Calamagrostis porter* ssp. *Insuperata* (Poaceae): comparative results for

allozymes and random amplified polymorphic DNA (RAPD) and intersimple sequence repeats (ISSR) markers. **Molecular Ecology**, vol. 8, p. 443-451, 1999.

EVANNO, G.; REGNAUT, S.; GOUDET, J. Detecting the number of clusters of individuals using the software STRUCTURE: a simulation study. **Molecular Ecology**, vol. 14, p. 2611-2620, 2005.

EXCOFFIER, L.; LISCHER, H.E.L. Arlequin suite ver 3.5: a new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. **Molecular Ecology Resources**, vol. 10, p. 564-567, 2010.

FACON, B.; GENTON, B.J.; SHYKOFF, J.; JARNE, P.; ESTOUP, A.; DAVID, P. A general eco-evolutionary framework for understanding the bioinvasions. **Trends in Ecology & Evolution**, vol. 21, n. 3, p. 130-135; 2006.

FALUSH, D.; STEPHENS, M.; PRITCHARD, J. Inference of population structure using multilocus genotype data: dominant markers and null alleles. **Molecular Ecology Notes**, vol. 7, p. 574-578, 2007.

FERNSTER, C.B. Gene flow in *Chamaecrista fasciculata* (Leguminosae) I. Gene dispersal. **Evolution**, vol. 45, n. 2, p. 398-409, 1991.

FOX, G.A. Assortative mating and plant phenology: evolutionary and practical consequences. **Evolutionary Ecology Research**, vol. 5, p. 1-18, 2003.

GAUDEUL, M.; GIRAUD, T.; KISS, L.; SHYKOFF, J.A. Nuclear and chloroplast microsatellites show multiple introductions in the worldwide invasion history of common ragweed, *Ambrosia artemisiifolia*. **PLoS ONE**, vol. 6, n. 3, 15p., 2011. <doi:10.1371/journal.pone.0017658>. Acesso em: 08/01/2016.

GAVIER-PIZARRO, G.I.; KUEMMERLE, T.; HOYOS, L.E.; STEWART, S.I.; HUEBNER, C.D.; KEULER, N.S.; RADELOFF, V.C. Monitoring the invasion of an exotic tree (*Ligustrum lucidum*) from 1983 to 2006 with Landsat TM/ ETM + satellite data and Support Vector Machines in Córdoba, Argentina. **Remote Sensing and Environment**, 2012.

GUIDINI, A.L.; SILVA, A.C.; HIGUCHI, P.; ROSA, A.D.; SPIAZZI, F.R.; NEGRINI, M.; FERREIRA, T. de S.; SALAMI, B.; MARCON, A.K.; BUZZI JR., F. Invasão por espécies arbóreas exóticas em remanescentes florestais no Planalto Sul Catarinense. **Revista Árvore**, vol. 38, p. 469-478, 2014.

GUILHERMETTI, P.C.G.; VOGEL, G.F.; MATINKOSKI, L.; MOKOCHINSKI, F.M. Aspectos da distribuição de *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton em diferentes ecossistemas: Revisão bibliográfica. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, vol. 8, n. 5, p. 171-176, 2013.

GURVICH, D.E.; TECCO, P.A.; DÍAZ, S. Plant invasions in undisturbed ecosystems: The triggering attribute approach. **Journal of Vegetation Science**, vol. 16, p. 723-728, 2005.

HAGENBLAD, J.; HÜLSKÖTTER, J.; ACHARYA, K.M.; BRUNET, J.; CHABRERIE, O.; COUSINS, S.A.O.; DAR, P.A.; DIEKMANN, M.; DE FRENNE, P.; HERMY, M.; JAMONEAU, A.; KOLB, A.; LEMKE, I.; PLUE, J.; RESHI, Z.A.; GRAAE, B.J. Low genetic diversity despite multiple introductions of the invasive plant species *Impatiens glandulifera* in Europe. **BMC Genetics**, vol. 16, 16p., 2015. <doi: 10.1186/s12863-015-0242-8>. Acesso em: 27/01/2016.

- HAMRICK, J.L.; MURAWSKI, D.A.; NASON, J.D. The influences of seed dispersal mechanisms on the genetic structure of tropical trees populations. **Vegetatio**, vol. 107/108, p. 281-297, 1993.
- HENDRY, A.P.; DAY, T. Population structure attributable to reproductive time: isolation by time and adaptation by time. **Molecular Ecology**, vol. 14, p. 901-916, 2005.
- HOYOS, L.E.; GAVIER-PIZARRO, G.I.; KUEMMERLE, T.; BUCHER, E.H.; RADELOFF, V.C.; TECCO, P.A. Invasion of glossy privet (*Ligustrum lucidum*) and native forest loss in the Sierras Chicas of Córdoba, Argentina. **Biological Invasions**, vol. 12, p. 3261-3275, 2010.
- HUANG, J.; HUANG, J.; LU, X.; MA, K. Diversity distribution patterns of Chinese endemic seed plant species and their implications for conservation planning. **Scientific Reports**, vol. 6, p. 12, 2016. <doi: 10.1038/srep33913>. Acesso em: 04/06/2017.
- ISHII, H.T.; IWASAKI, A. Ecological restoration of a fragmented urban shrine forest in southeastern Hyogo Prefecture, Japan: Initial effects of the removal of invasive *Trachycarpus fortunei*. **Urban Ecosystems**, vol. 11, p. 309-316, 2008.
- JABEEN, R.; PRENTIS, P.; ANJUM, T.; ADKINS, S.W. Genetic structure of invasive weed *Parthenium hysterophorus* in Australian and Pakistan. **International Journal of Agriculture and Biology**, vol. 17, p. 327-333, 2015.
- KISHORE, G.; PANDEY, A.; DOBHAI, R.; GUPTA, S. Population genetic study of *Fagopyrum tataricum* from Western Himalaya using ISSR markers. **Biochemical Genetics**, vol. 51, p. 750-765, 2013.
- KOLAR, C. S.; LODGE, D.M. Progress in invasion biology: predicting invaders. **Trends in Ecology & Evolution**, vol. 16, n. 4, p. 199-204, 2001.
- KOLBE, J.J.; GLOR, R.E.; SCHETTINO, L.R.; LARA, A.C.; LARSON, A.; LOSOS, J.B. Genetic variation increases during biological invasion by a Cuban lizard. **Nature**, vol. 431, p. 177-181, 2004.
- LEE, C.E. Evolutionary genetics of invasive species. **Trends in Ecology & Evolution**, vol. 17, n. 8, p. 386-391, 2002.
- LEFRÈVE, F.; FADY, B.; FALLOUR-RUBIO, D.; GHOSN, D.; BARITEAU, M. Impact of founder population, drift and selection on the genetic diversity of a recently translocated tree population. **Heredity**, vol. 93; p. 542-550, 2004.
- LEWONTIN, R.C. The apportionment of human diversity. **Evolutionary Biology**, vol. 6, p. 381-398, 1972.
- LI, C.D. **ISSR analysis of genetic diversity in *Ligustrum lucidum* Ait. germplasm**. 2011. Dissertação – Agricultural College, Hainan University, China, 2011.
- LI, W.; WANG, B.; WANG, J. Lack of genetic variation of an invasive clonal plant *Eichhornia crassipes* in China revealed by RAPD and ISSR markers. **Aquatic Botany**, vol. 84, p. 176-180, 2006.
- LIEBSCH, D.; MIKICH, S.B. Fenologia reprodutiva de espécies vegetais da Floresta Ombrófila Mista do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, vol. 32, n. 2, p. 375-391, 2009.

LINDHOLM, A.K.; BREDEN, F.; ALEXANDER, H.J.; CHAN, W.K.; THAKURTA, S.G.; BROOKS, R. Invasion success and genetic diversity of introduced populations of guppies *Poecilia reticulata* in Australia. **Molecular Ecology**, vol. 14, p. 3671–3682, 2005.

LOVELESS, M.D.; HAMRICK, J.L. Ecological determinants of genetic structure in plant populations. **Annual Reviews of Ecology and Systematics**, vol. 15, p. 65-95, 1984.

MANDÁK, B.; HADINCOVÁ, V.; MAHELKA, V.; WILDOVA, R. European invasion of North American *Pinus strobus* at large and fine scales: High genetic diversity and fine-scale genetic clustering over time in an advantive range. **PLoS ONE**, vol. 8, n.7, 17p., 2013. <doi:10.1371/journal.pone.0068514>. Acesso em: 08/01/2016.

MARQUES, M.C.M.; ROPER, J.J.; SALVALAGGIO, A.P.B. Phenological patterns among plant life-forms in a subtropical forest in southern Brazil. **Plant Ecology**, vol. 173, p. 203-213, 2004.

MATTHEWS, S. **América do Sul invadida: a crescente ameaça das espécies exóticas invasoras**. Curitiba: GLSP – Programa Global de Espécies Invasoras, 2005, 80p.

MEEKINS, J.F.; BALLARD, JR. H.E.; MCCARTHY, B.C. Genetic variation and molecular biogeography of a North American invasive plant species (*Alliaria petiolata*, Brassicaceae). **International Journal of Plant Sciences**, vol. 162, n. 1, p. 161-169, 2001.

MILNE, R.I.; ABBOTT, R.J. Geographic origin and taxonomic status of the invasive privet, *Ligustrum robustum* (Oleaceae), in the Mascarene Islands, determined by chloroplast DNA and RAPDs. **Heredity**, vol. 92, p. 78-87, 2004.

MORAIS, M.C.; FREITAS, H. Phenological dynamics of the invasive plant *Acacia angustifolia* in Portugal. **Weed Research**, vol. 55, p. 555-564, 2015.

NAÏMA, A.A.; FOUAD, M.; ABDELHAMID, E.M. Genetic diversity of the endangered argan tree (*Argania spinosa* L.) (sapotaceae) revealed by ISSR analysis. **Basic Research Journal of Agricultural Science and Review**, vol. 4, p. 176-186, 2015.

NATHAN, R.; SCHURR, F.M.; SPIEGEL, O.; STEINITZ, O.; TRAKHTENBROT, A.; TSOAR, A. Mechanisms of long-distance seed dispersal. **Trends in Ecology & Evolution**, vol. 23, n. 11, p. 640-647, 2008.

NEI, M.; MARUYAMA, T.; CHAKRABORTY, R. The bottleneck effect and genetic variability in populations. **Evolution**, vol. 29, p. 1-10, 1975.

NOVAK, S.J.; MACK, R.N. **Genetic bottlenecks in alien plant species**. Em: SAX, D.F.; STACHOWICZ, J.J.; GAINES, S.D. Species invasions, insights into ecology, evolution and biogeography. Sunderland MA: Sinauer, 2005. p. 201-228.

PAIRON, M.; PETITPIERRE, B.; CAMPBELL, M.; GUIBAN, A.; BROENNIMANN, O.; BARET, P.V.; JACQUEMART, A.L.; BESNARD, G. Multiple introductions boosted genetic diversity in the invasive range of black cherry (*Prunus serotina*; Rosaceae). **Annals of Botany**, vol. 105, p. 881-890, 2010.

PARISOD, C.; TRIPPI, C.; GALLAND, N. Genetic variability and founder effect in the pitcher plant *Sarracenia purpurea* (Sarraceniaceae) in populations introduced into Switzerland: from inbreeding to invasion. **Annals of Botany**, vol. 95, p. 277–286, 2005.

PARKER, K.C.; HAMRICK, J.L.; PARKER, A.J.; NASON, J.D. Fine-scale genetic structure in *Pinus clasa* (Pinaceae) populations: effects of disturbance history. **Heredity**, vol. 87, p. 99-113, 2001.

PATAMSYTĖ, J.; RANČELIS, V.; ČESNIENĖ, T.; KLEIZAITĖ, V.; TUNAITIENĖ, V.; NAUGŽEMYS, D.; VAITKŪNIENĖ, V.; ŽVINGILA, D. Clonal structure and reduced diversity of the invasive alien plant *Erigon annuus* in Lithuania. **Central European Journal of Biology**, vol. 8, n. 9, p. 898-911, 2013.

PUTTERILL, J.; LAURIE, R.; MACKNIGHT, R. It's time to flower: the genetic control of flowering time. **BioEssays**, vol. 26, p. 363-373, 2004.

R Development Core Team (2011). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <<http://www.R-project.org/>>.

RATHCKE, B.; LACEY, E.P. Phenological patterns of terrestrial plants. **Annual Reviews in Ecology and Systematic**, vol. 16, p. 179-214, 1985.

REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D. What attributes make some plants species more invasive? **Ecology**, vol. 77, n. 6, p. 1655-1661, 1996.

REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D. Trees and shrubs as invasive alien species – 2013 update of the global database. **Diversity and distributions**, vol. 19, p. 1093-1094, 2013.

ROUMET, M.; NOILHAN, C.; LATREILLE, M.; DAVID, J.; MULLER, M.-H. How to scape from crop to weed gene flow: phenological variation and isolation by time within weedy sunflower populations. **New Phytologist**, vol. 197, p. 642-654, 2013.

ROY, A.; FRASCARIA, N.; MACKAY, J.; BOUSQUET, J. Segregating random amplified polymorphic DNAs (RAPDs) in *Bethula alleghaniensis*. **Theoretical and Applied Genetics**, vol. 85, p. 173-180, 1992.

SAKAI, A.K.; ALLENDORF, F.W.; HOLT, J.S.; LODGE, D.M.; MOLOFSKI, J.; WITH, K.A.; BAUGHMAN, S.; CABIN, R.J.; COHEN, J.E.; ELLSTRAND, N.C.; MCCAULEY, D.E.; O'NEIL, P.; PARKER, I.M.; THOMPSON, J.N.; WELLER, S.G. The population biology of invasive species. **Annual Reviews in Ecology and Systematic**, vol. 32, p. 305-332, 2001.

SELBO, S.M.; SNOW, A.A. Flowering phenology and genetic similarity among local and recently introduced populations of *Andropogon gerardii* in Ohio. **Restoration Ecology**, vol. 13, n. 3, p. 441-447, 2005.

SEMAGN, K.; BJØRNSTAD, Å.; NDJIONDJOP, M.N. An overview of molecular marker methods for plants. **African Journal of Biotechnology**, vol. 5, p. 2540-2568, 2006.

SONG, Z.; LI, X.; WANG, H.; WANG, J. Genetic diversity and population structure of *Salvia miltiorrhiza* Bge in China revealed by ISSR and SRAP. **Genetica**, vol. 138, p. 241-249, 2010.

SULLIVAN, J.J.; TIMMINS, S.M.; WILLIAMS, P.A. Movement of exotic plants into coastal native forests from gardens in northern New Zealand. **New Zealand Journal of Ecology**, vol. 29, p. 1-10, 2005.

THOMASSET, M.; HODKINSON, T.R.; RESTOUX, G.; FRASCARIA-LACOSTE, N.; DOUGLAS, G.C.; FERNÁNDEZ-MANJARRÉS, J.F. Thank you for not flowering: conservation genetics and

gene flow analysis of native and non-native populations of *Fraxinus* (Oleaceae) in Ireland. **Heredity**, vol. 112, p. 596-606, 2014.

TIMEANDDATE.COM. Disponível em: <<https://www.timeanddate.com/sun/brazil/curitiba>>. Acesso em: 26/07/2017.

TSUTSUI, N.D.; SUAREZ, A.V.; HOLWAY, D.A.; CASE, T.J. Reduced genetic variation and the success of an invasive species. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, vol. 97, n. 11, p. 5948-5953, 2000.

VAN KLEUNEN, M.; MANNING, J.C.; PASQUALETTO, V.; JOHNSON, J.D. Phylogenetically independent associations between autonomous self-fertilization and plant invasiveness. **The American Naturalist**, vol. 171, n. 2, p. 195-201, 2008.

WALKER, N.F.; HULME, P.E.; HOELZEL, A.R. Population genetics of an invasive species, *Heracleum mantegazzianum*: implications for the role of life history, demographics and independent distributions. **Molecular Ecology**, vol. 12, p. 1747-1756, 2003.

WANG, T.; SU, Y.; CHEN, G. Population genetic variation and structure of the invasive weed *Mikania micrantha* in Southern China: Consequences of rapid range expansion. **Journal of Heredity**, vol. 99, n. 1, p. 22-33, 2008.

WANIA, A.; KÜNH, I.; KLOTZ, S. Plant richness patterns in agricultural and urban landscapes in Central Germany – spatial gradients of species richness. **Landscape and Urban Planning**, vol. 75, p. 97-110, 2006.

WARD, S.M.; GASKIN, J.F.; WILSON, L.M. Ecological genetics of plant invasions: What do we know? **Invasive Plant Science and Management**, vol. 1, p. 98-109, 2008.

WARES, J.P.; HUGHES, A.R.; GROSBERG, R.K. **Mechanisms that drive evolutionary change: insights from species introductions and invasions**. Em: SAX, D.F.; STACHOWICZ, J.J.; GAINES, S.D. Species invasions, insights into ecology, evolution and biogeography. Sunderland MA: Sinauer, 2005. p. 229-257.

WEIS, A.E. On the potential strength and consequences for nonrandom gene flow caused by local adaptation and flowering time. **Journal of Evolutionary Biology**, vol. 28, p. 699-714, 2015.

WEIS, A.E.; KOSSLER, T.M. Genetic variation in flowering time induces phenological assortative mating: quantitative genetic methods applied to *Brassica rapa*. **American Journal of Botany**, vol. 91, n. 6, p. 825-836, 2004.

WILCOX, M. Tree privet (*Ligustrum lucidum*) – a controversial plant. **Auckland Botanical Society**, vol. 55, n. 2, p. 72-74, 2000.

WILCZEK, A.M. BURGHARDT, L.T.; COBB, A.R.; COOPER, M.D.; WELCH, S.M.; SCHMITT, J. Genetic and physiological bases for phenological responses to current and predict climates. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, vol. 365, p. 3129-3147, 2010.

WILLIAMSON, M.H.; FITTER, A. The characters of successful invaders. **Biological Conservation**, vol. 78, p. 163-170, 1996.

WILSON, J.R.U.; DORMONTT, E.E.; PRENTIS, P.J.; LOWE, A.J.; RICHARDSON, D.M. Something in the way you move: dispersal pathways affect invasion success. **Trends in Ecology & Evolution**, vol. 24, n. 3, p. 136-144, 2009.

WOLF, V.C.; GASSMAN, A.; CLASEN, B.M.; SMITH, A.G.; MÜLLER, C. Genetic and chemical variation of *Tanacetum vulgare* in plants of native and invasive origin. **Biological Control**, vol. 61, p. 240-245, 2012.

WRIGHT, S. Isolation by distance. **Genetics**, vol. 28, p. 114-138, 1943.

WRIGHT, S. The genetical structure of populations. **Annals of Eugenics**, vol. 15, p. 323-354, 1951.

YEAMAN, S.; JARVIS, A. Regional heterogeneity and gene flow maintain variance in a quantitative trait within population of lodgepole pine. **Proceedings of the Royal Society B**, vol. 273, p. 1587-1593, 2006.

YEH, F.C.; YANG, R.-C.; BOYLE, T. **POPGENE (1999)**. Microsoft Windows-based freeware for population genetic analysis. Versão 1.31. University of Alberta, Edmonton, Canada. URL <https://sites.ualberta.ca/~fyeh/popgene_info.html>.

ZANINI, L.; GANADE, G. Restoration of Araucaria Forest: the role of perches, pioneer vegetation, and soil fertility. **Restoration Ecology**, vol. 13, n. 3, p. 507-514, 2005.

ZHAO, J.; SOLÍS-MONTERO, L.; LOU, A.; VALLEJO-MARÍN, M. Population structure and genetic diversity of native and invasive populations of *Solanum rostratum* (Solanaceae). **PLoS ONE**, vol. 8, n. 11, 9p., 2013. <doi:10.1371/journal.pone.0079807>. Acesso em: 08/01/2016.

ZHOU, T.H.; QIAN, Z.Q.; LI, S.; GUO, Z.G.; HUANG, Z.H.; LIU, Z.L.; ZHAO, G.F. Genetic diversity of the endangered Chinese endemic herb *Saruma henryi* Oliv. (Aristolochiaceae) and its implications for conservation. **Population Ecology**, vol. 52, p. 223-231, 2010.

ZWECKER-LAZAR, I.; LAZAR, R.H. **Gel Analyzer 2010a**. Freeware 1D gel eletrophoresis image analysis software. 2010. Disponível em: < <http://www.gelanalyzer.com/download.html>>.

Material suplementar

Tabela 1 - Médias e respectivos desvios padrão da altura e diâmetro à altura do peito (DAP) dos indivíduos de cada faixa etária analisados em cada área.

Área	Adultos	
	Altura (m)	DAP (cm)
Centro Politécnico	11,17 ± 2,82	49,61 ± 20,35
Bosque João Paulo II	19,26 ± 4,17	61,43 ± 35,45
São Lourenço	16,03 ± 2,31	46,25 ± 15,30
Média geral	15,49 ± 4,68	52,69 ± 26,34

Jovens		
Área	Altura (m)	DAP (cm)
Centro Politécnico	1,54 ± 0,49	2,78 ± 1,23
Bosque João Paulo II	2,65 ± 0,71	2,15 ± 0,59
São Lourenço	2,11 ± 0,61	2,77 ± 0,84
Média Geral	2,10 ± 0,76	2,55 ± 1,25

Tabela 2 - Proporção de indivíduos agrupados por *cluster* em cada um dos grupos amostrados. Adultos Bosque João Paulo II (BP); Adultos Centro Politécnico (CP); Adultos Parque São Lourenço (SL); Jovens Bosque João Paulo II (JBP); Jovens Centro Politécnico (JCP); Jovens Parque São Lourenço (JSL). As cores indicadas na tabela são referentes à figura 3B do texto; em negrito está representada a proporção de indivíduos ($\geq 50\%$) em cada cluster.

Grupos	Clusters		
	Vermelho	Verde	Azul
BP	0,09	0,73	0,18
CP	0,69	0,20	0,11
SL	0,06	0,62	0,32
JBP	0,12	0,38	0,50
JCP	0,14	0,29	0,57
JSL	0,09	0,19	0,72

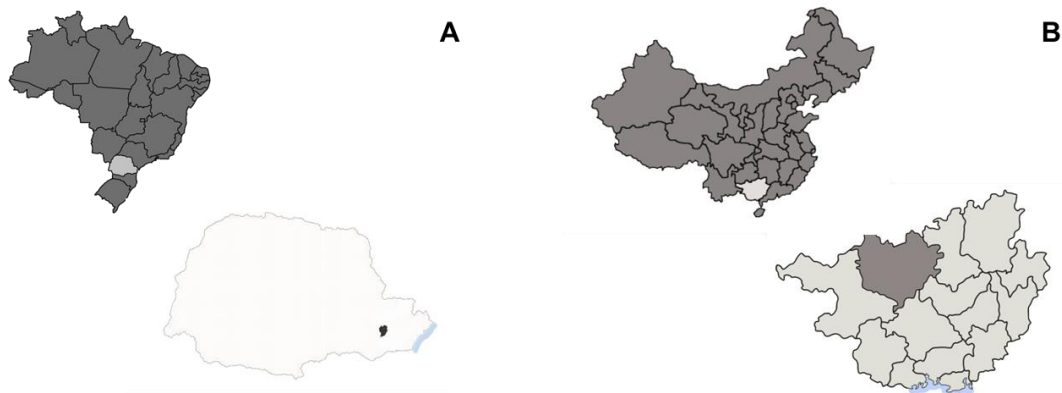


Figura 1 - Localização geográfica das cidades de Curitiba, no Brasil (25°25'S e 49°16'W) e Hechi, na China (24°41'N e 108°05'E), áreas onde *L. lucidum* é considerada invasora e nativa respectivamente. A) Estado do Paraná em relação ao Brasil e Curitiba em relação ao estado do Paraná; B) Província de Guangxi em relação à China e Hechi em relação à província de Guangxi;

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A fenologia de *Ligustrum lucidum* apresenta um papel importante no processo de invasão da espécie na Floresta Ombrófila Mista (FOM) uma vez que proporciona a utilização de recursos, como os dispersores de sementes, que não são utilizados pelas espécies nativas, ainda que temporalmente. Isso representa uma vantagem competitiva para a espécie, pois permite que novos indivíduos se estabeleçam antes da primavera. Além disso, indica que o sucesso de *L. lucidum* no processo de invasão da FOM pode estar relacionado às diferenças entre os nichos climáticos da espécie invasora e das espécies nativas da FOM, o que resulta em diferentes nichos temporais.

A ocorrência dos eventos fenológicos de *L. lucidum* indica que a espécie é eficiente na aquisição e na alocação de recursos o que também auxilia o seu estabelecimento no ambiente invadido. O comprimento do dia e a temperatura são as variáveis que mais influenciam a fenologia da espécie. Por precederem ou anteciparem mudanças sazonais, elas permitem que *L. lucidum* inicie respostas que precisam de tempo para serem eficientes.

A baixa variabilidade genética de *L. lucidum* na FOM não compromete a sobrevivência e o potencial invasor da espécie. O fator determinante para o estabelecimento de *L. lucidum* pode ser a pré-adaptação da espécie às condições climáticas da FOM, uma vez que as condições ambientais nas áreas nativa e introduzida são semelhantes. Desta forma, este estudo demonstra que altos níveis de variabilidade genética não são pré-requisitos para uma espécie introduzida se tornar invasora.

A estruturação genética temporal encontrada na espécie é um indicativo da ocorrência de fluxo gênico e de eventos de dispersão no ambiente invadido. O fluxo gênico entre as populações de *L. lucidum* é reflexo da ocorrência sincrônica dos eventos fenológicos reprodutivos e, no futuro, pode refletir na redução da estruturação genética espacial encontrada nos indivíduos adultos das populações. Isso ressalta a importância de se considerar a variabilidade genética de diferentes faixas etárias a fim de entender de forma mais clara os processos envolvidos na estruturação genética de populações de plantas invasoras ao longo do tempo.

REFERÊNCIAS GERAIS

AGUIRRE-ACOSTA, N.; KOWALJOW, E.; AGUILAR, R. Reproductive performance of *Ligustrum lucidum* in a subtropical dry forest: does the habitat fragmentation boost or limit invasion? **Biological invasion**, vol. 16, p. 1397-1410, 2014.

ANDRÉS, F.; COUPLAND, G. The genetic bases of flowering responses to seasonal cues. **Nature Reviews (Genetics)**, vol. 13, p. 627-639; 2012.

ARAGÓN, R., GROOM, M. Invasion by *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in NW Argentina: early stages characteristics in different habitats types. **Revista de Biología Tropical**, vol. 51, n. 1, p. 59-70, 2003.

ARAGÓN, R.; MONTTI, L.; AYUP, M.M.; FERNÁNDEZ, R. Exotic species as modifiers of ecosystem processes: Litter decomposition in native and invaded secondary forests of NW Argentina. **Acta Oecologica**, vol. 54, p. 21-28, 2014.

ASLAN, C.; REJMÁNEK, M. Native fruit traits may mediate dispersal competition between native and non-native plants. **Neobiota**, vol. 12, p. 1-24, 2012.

ASLAN, C.E. Implications of newly-formed seed-dispersals mutualisms between birds and introduced plants in Northern California, USA. **Biological Invasions**, vol. 13, p. 2829-2845, 2011.

AYUP, M.M.; MONTTI, L.; ARAGÓN, R.; GRAU, H.R. Invasion of *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in the Southern Yungas: Changes in habitat properties and decline in bird diversity. **Acta Oecologica**, vol. 54, p. 72-81, 2014.

BACKES, P. & IRGANG, B. **Árvores cultivadas no sul do Brasil: Guia de identificação e interesse paisagístico das principais espécies exóticas**. Porto Alegre. Palotti, 2004. 204p.

BENCKE, C.S.C. **Estudo da fenologia de espécies arbóreas em uma floresta semidecídua no Parque Estadual de Itapuã, Viamão, RS**. 65f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

BENCKE, C.S.C.; MORELLATO, L.P.C. Comparação de dois métodos de avaliação da fenologia de plantas, sua interpretação e representação. **Revista Brasileira de Botânica**, vol. 25, p. 269-275, 2002.

BLUM, C. T.; POSONSKI, M.; HOFFMAN, P. M.; BORGIO, M. Contaminação biológica por espécies vegetais invasoras nas margens da Represa de Vossoroca, APA de Guaratuba,

Paraná, Brasil, Sociedade Chauá, Curitiba, 2004. Disponível em: < http://www.mma.gov.br/estruturas/174/_arquivos/174_05122008112345.pdf >.

BOCK, D.G.; CASEYS, C.; COUSENS, R.D.; HAHN, M.A.; HEREDIA, S.M.; HÜBNER, S.; TURNER, K.G.; WHITNEY, K.D.; RIESEBERG, L.H. What we still don't know about invasion genetics. **Molecular Ecology**, vol. 24, p. 2277-2297, 2015.

BROWN, B.J.; MITCHELL, R.J.; GRAHAM, S.A. Competition for pollination between an invasive species (purple loosestrife) and a native congener. **Ecology**, vol. 83, n. 8, p. 2328-2336, 2002.

BURROWS, F.J.; KOHEN, J. Germination of *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton and *Ligustrum sinense* Lour. At different temperatures. **Australian weeds**, vol. 2, n. 4, p. 130-132, 1983.

CAI, Y.; SUN, D.; WU, G.; PENG, J. ISSR-based genetic diversity of *Jatropha curcas* germplasm in China. **Biomass and Bioenergy**, vol. 34, p. 1739-1750, 2010.

CAIN, M.L.; MILLIGAN, B.G.; STRAND, A.E. Long-distance seed dispersal in plant populations. **American Journal of Botany**, vol. 87, n.9, p. 1217-1227, 2000.

CASTRO-DÍEZ, P.; MONTSERRAT-MARTÍ, G.; CORNELISSEN, J.H.C. Trade-offs between phenology, relative growth rate, life form and seed mass among 22 Mediterranean woody species. **Plant Ecology**, vol. 166, n. 1, p. 117-129, 2003.

CHAN, D.; WU, Q.; JIANG, G.; DAI, X. Project shifts in Köppen climate zones over China and their temporal evolution in CMIP5 Multi-Model simulations. **Advances in Atmospheric Sciences**, vol. 33, p. 283-293, 2016.

CHUNG, M.G.; CHUNG, M.Y.; OH, G.S.; EPPERSON, B.K. Spatial genetic structure in a *Neolitsea sericea* population (Lauraceae). **Heredity**, vol. 85, p. 490-497, 2000.

CHUNG, M.Y.; EPPERSON, B.K.; CHUNG, M.G. Genetic structure of age classes in *Camelia japonica* (Theaceae). **Evolution**, vol. 57, n. 1, p. 62-73, 2003.

CLIMATE-DATA.ORG. Disponível em: <<https://en.climate-data.org/location/>>.2010/>. Acesso em: 26/07/2017.

COLAUTTI, R.I.; LAU, J.A. Contemporary evolution during invasion: evidence for differentiation, natural selection, and local adaptation. **Molecular Ecology**, vol. 24, p. 1999-2017, 2015.

CORDEIRO, J.; RODRIGUES, W.A.; ALBRECHT, L.P.; KRENCHINSKI, F.B. Contaminação biológica vegetal em fragmento de Floresta Ombrófila Mista. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, vol. 7, n. 2, p. 455-473, 2014.

DAWSON, W.; ROHR, R.; VAN KLEUNEN, M.; FISCHER, M. Alien plant species with a wider global distribution are better able to capitalize on increased resource availability. **New Phytologist**, vol. 194, p. 859-867, 2012.

DECH, J.P.; NOSKO, P. Rapid growth and early flowering in an invasive plant, purple loosestrife (*Lythrum salicaria* L.) during an El Niño spring. **International Journal of Biometeorology**, vol. 49, p. 26-31, 2004.

DLUGLOSH, K.M. **Adaptation and colonization in *Hypericum canariense*: past and present invasions of an island endemic**. PhD thesis, Universidade da Califórnia, Santa Cruz, 2006.

DLUGLOSH, K.M.; PARKER, I.M. Founding events in species invasions: genetic variation, adaptative evolution, and the role of the multiple introductions. **Molecular Ecology**, vol. 17, p. 431-449, 2008.

DOGRA, K.S.; SOOD, S.K.; DOBHALL, P.K.; SHARMA, S. Alien plant invasion and their impact on indigenous species diversity at a global scale: A review. **Journal of Ecology and the Natural Environment**, vol. 2, n. 9, p. 175-186, 2010.

DURKA, W.; BOSSDORF, O.; PRATI, D.; AUGÉ, H. Molecular evidence for multiple introductions of garlic mustard (*Alliaria petiolata*, Brassicaceae) to North America. **Molecular Ecology**, vol. 14, p. 1697-1706, 2005.

EARL, D.A.; VONHOLDT, B.M. STRUCTURE HARVESTER: a website and program for visualizing STRUCTURE output and implementing the Evanno method. **Conservation Genetic Resources**, vol. 4, n. 2, p. 359-361, 2012.

EFLORAS. Disponível em: http://www.efloras.org/florataxon.aspx?flora_id=2&taxon_id=200017794>. Acesso em: 12/06/2017.

EKERT, P.A.; BUCHER, D.J. Winter use of large-leafed privet *Ligustrum lucidum* (Family: Oleaceae) by birds in suburban Lismore, New South Wales. **Proceedings of The Linnean Society of New South Wales**, vol. 121, p. 29-38, 1999.

ELLSTRAND, N.C. Gene flow by pollen: Implications for plant conservation genetics. **Oikos**, vol. 63, n. 1, p. 77-86, 1992.

ELLSTRAND, N.C. Is gene flow the most important evolutionary force in plants? **American Journal of Botany**, vol. 101, n. 5, p. 737-753, 2014.

EMER, A.A.; OLIVEIRA, M.C.; ALTHAUS-OTTMANN, M.M. Biochemical composition and germination capacity of *Ligustrum lucidum* ait. seeds in the process of biological invasion. **Acta Scientiarum**, vol. 34, n. 3, p. 353-357, 2012.

ESSELMAN, E.J.; JIANQIANG, L.; CRAWFORD, D.J.; WINDUS, J.L.; WOLFE, A.D. Clonal diversity in the rare *Calamagrostis porter* ssp. *Inesperata* (Poaceae): comparative results for allozymes and random amplified polymorphic DNA (RAPD) and intersimple sequence repeats (ISSR) markers. **Molecular Ecology**, vol. 8, p. 443-451, 1999.

EVANNO, G.; REGNAUT, S.; GOUDET, J. Detecting the number of clusters of individuals using the software STRUCTURE: a simulation study. **Molecular Ecology**, vol. 14, p. 2611-2620, 2005.

EXCOFFIER, L.; LISCHER, H.E.L. Arlequin suite ver 3.5: a new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. **Molecular Ecology Resources**, vol. 10, p. 564-567, 2010.

FACON, B.; GENTON, B.J.; SHYKOFF, J.; JARNE, P.; ESTOUP, A.; DAVID, P. A general eco-evolutionary framework for understanding the bioinvasions. **Trends in Ecology & Evolution**, vol. 21, n. 3, p. 130-135; 2006.

FALUSH, D.; STEPHENS, M.; PRITCHARD, J. Inference of population structure using multilocus genotype data: dominant markers and null alleles. **Molecular Ecology Notes**, vol. 7, p. 574-578, 2007.

FERNANDES, P.; ANTUNES, C.; CORREIA, O.; MÁGUAS, C. Do climatic and habitat conditions affect the reproductive success of an invasive tree species? An assessment of the phenology of *Acacia angustifolia* in Portugal. **Plant Ecology**, vol. 216, p. 343-355, 2015.

FERNSTER, C.B. Gene flow in *Chamaecrista fasciculata* (Leguminosae) I. Gene dispersal. **Evolution**, vol. 45, n. 2, p. 398-409, 1991.

FERRERAS, A.E.; GIORGIS, M.A.; TECCO, P.A.; CABIDO, M.R.; FUNES, G. Impact of *Ligustrum lucidum* on the soil seed bank in invaded subtropical seasonally dry woodlands (Córdoba, Argentina). **Biological Invasions**, vol. 17, p. 3547-3561, 2015.

FOURNIER, L.A. Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas em árboles. **Turrialba**, vol. 24, p. 422-423, 1974.

FOX, G.A. Assortative mating and plant phenology: evolutionary and practical consequences. **Evolutionary Ecology Research**, vol. 5, p. 1-18, 2003.

FRIDLEY, J.D. Extended leaf phenology and the autumn niche in deciduous forest invasions. **Nature**, vol. 485, p. 356-364, 2012.

FRIDLEY, J.D. Plant invasions across the Northern Hemisphere: a deep-time perspective. **Annals of the New York Academy of Sciences**, vol. 1293, p. 8-17, 2013.

GAUDEUL, M.; GIRAUD, T.; KISS, L.; SHYKOFF, J.A. Nuclear and chloroplast microsatellites show multiple introductions in the worldwide invasion history of common ragweed, *Ambrosia artemisiifolia*. **PLoS ONE**, vol. 6, n. 3, 15p., 2011. <doi:10.1371/journal.pone.0017658>. Acesso em: 08/01/2016.

GAVIER-PIZARRO, G.I.; KUEMMERLE, T.; HOYOS, L.E.; STEWART, S.I.; HUEBNER, C.D.; KEULER, N.S.; RADELOFF, V.C. Monitoring the invasion of an exotic tree (*Ligustrum lucidum*) from 1983 to 2006 with Landsat TM/ ETM + satellite data and Support Vector Machines in Córdoba, Argentina. **Remote Sensing and Environment**, 2012.

GIBSON, M.R.; RICHARDSON, D.M.; MARCHANTE, E.; MARCHANTE, H.; RODGER, J.G.; STONE, G.N.; BYRNE, M.; FUENTES-RAMÍREZ, A.; GEORGE, N.; HARRIS, C.; JOHNSON, S.D.; LE ROUX, J.J.; MILLER, J.T.; MURPHY, D.J.; PAUW, A.; PRESCOTT, M.N.; WANDRAG, E.M.; WILSON, J.R.U. Reproductive biology of Australian acacias: important mediator of plant invasiveness? **Diversity and Distributions**, vol. 17, p. 911-933, 2011.

GODOY, O.; CASTRO-DÍEZ, P.; VALLADARES, F.; COSTA-TENORIO, M. Different flowering phenology of alien invasive species in Spain: evidence for the use of an empty temporal niche? **Plant Biology**, vol. 11, p. 803-811, 2009.

GOSPER, C.R.; STANSBURY, C.D.; VIVIAN-SMITH, G. Seed dispersal of fleshy-fruited invasive plants by birds: contributing factors and management options. **Diversity and Distributions**, vol. 11, p. 549-558, 2005.

GUIDINI, A.L.; SILVA, A.C.; HIGUCHI, P.; ROSA, A.D.; SPIAZZI, F.R.; NEGRINI, M.; FERREIRA, T. de S.; SALAMI, B.; MARCON, A.K.; BUZZI JR., F. Invasão por espécies arbóreas exóticas em remanescentes florestais no Planalto Sul Catarinense. **Revista Árvore**, vol. 38, p. 469-478, 2014.

GUILHERMETTI, P.C.G.; VOGEL, G.F.; MATINKOSKI, L.; MOKOCHINSKI, F.M. Aspectos da distribuição de *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton em diferentes ecossistemas: Revisão bibliográfica. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, vol. 8., n. 5, p. 171-176, 2013.

GURVICH, D.E.; TECCO, P.A.; DÍAZ, S. Plant ivasions in undisturbed ecosystems: The triggering attribute approach. **Journal of Vegetation Science**, vol. 16, p. 723-728, 2005.

HAGENBLAD, J.; HÜLSKÖTTER, J.; ACHARYA, K.M.; BRUNET, J.; CHABRERIE, O.; COUSINS, S.A.O.; DAR, P.A.; DIEKMANN, M.; DE FRENNE, P.; HERMY, M.; JAMONEAU, A.; KOLB, A.; LEMKE, I.; PLUE, J.; RESHI, Z.A.; GRAAE, B.J. Low genetic diversity despite multiple introductionsof the invasive plant species *Impatiens glandulifera* in Europe. **BMC Genetics**, vol. 16, 16p., 2015. <doi: 10.1186/s12863-015-0242-8>. Acesso em: 27/01/2016.

HAMRICK, J.L.; MURAWSKI, D.A.; NASON, J.D. The influences of seed dispersal mechanisms on the genetic structure of tropical trees populations. **Vegetatio**, vol. 107/108, p. 281-297, 1993.

HENDRY, A.P.; DAY, T. Population structure attributable to reproductive time: isolation by time and adaptation by time. **Molecular Ecology**, vol. 14, p. 901-916, 2005.

HIGUCHI, P.; SILVA, A.C.; FERREIRA, T.S.; SOUZA, S.T.; GOMES, J.P.; SILVA, K.M.; SANTOS, K.F. Floristic composition and phytogeography of the tree component of Araucaria forest fragments in southern Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, vol. 35, n. 2, p. 145-157, 2012.

HOYOS, L.E.; GAVIER-PIZARRO, G.I.; KUEMMERLE, T.; BUCHER, E.H.; RADELOFF, V.C.; TECCO, P.A. Invasion of glossy privet (*Ligustrum lucidum*) and native forest loss in the Sierras Chicas of Córdoba, Argentina. **Biological Invasions**, vol. 12, p. 3261-3275, 2010.

HUANG, J.; HUANG, J.; LU, X.; MA, K. Diversity distribution patterns of Chinese endemic seed plant species and their implications for conservation planning. **Scientific Reports**, vol. 6, p. 12, 2016. doi: 10.1038/srep33913.

HULME, P.E. Invasive species challenge the global response to emerging diseases. **Trends in Parasitology**, vol. 30, n. 6, p. 267-270, 2014.

ISHII, H.T.; IWASAKI, A. Ecological restoration of a fragmented urban shrine forest in southeastern Hyogo Prefecture, Japan: Initial effects of the removal of invasive *Trachycarpus fortunei*. **Urban Ecosystems**, vol. 11, p. 309-316, 2008.

JABEEN, R.; PRENTIS, P.; ANJUM, T.; ADKINS, S.W. Genetic structure of invasive weed *Parthenium hysterophorus* in Australian and Pakistan. **International Journal of Agriculture and Biology**, vol. 17, p. 327-333, 2015.

KISHORE, G.; PANDEY, A.; DOBHAI, R.; GUPTA, S. Population genetic study of *Fagopyrum tataricum* from Western Himalaya using ISSR markers. **Biochemical Genetics**, vol. 51, p. 750-765, 2013.

KOLAR, C. S.; LODGE, D.M. Progress in invasion biology: predicting invaders. **Trends in Ecology & Evolution**, vol. 16, n. 4, p. 199-204, 2001.

KOLBE, J.J.; GLOR, R.E.; SCHETTINO, L.R.; LARA, A.C.; LARSON, A.; LOSOS, J.B. Genetic variation increases during biological invasion by a Cuban lizard. **Nature**, vol. 431, p. 177-181, 2004.

LARCHER, L.; NOGUEIRA, G.; BOEGER, M.R.T. Morphological plasticity and gas exchange of *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton in distinct light conditions. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, vol. 58, n. 6, 2015.

LEAL-ZANCHET, A.M.; BAPTISTA, V.; CAMPOS, L.M.; RAFFO, J.F. Spatial and temporal patterns of land flatworm assemblages in Brazilian Araucaria Forest. **Invertebrate Biology**, vol. 130, n. 1, p. 25-33, 2010.

LEE, C.E. Evolutionary genetics of invasive species. **Trends in Ecology & Evolution**, vol. 17, n. 8, p. 386-391, 2002.

LEFRÈVE, F.; FADY, B.; FALLOUR-RUBIO, D.; GHOSN, D.; BARITEAU, M. Impact of founder population, drift and selection on the genetic diversity of a recently translocated tree population. **Heredity**, vol. 93, p. 542-550, 2004.

LEVINE, J.M.; VILÀ, M.; D'ANTONIO, C.M.; DUKES, J.S.; GRIGULIS, K.; LAVOREL, S. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. **Proceedings of the Royal Society London B**, vol. 270, p. 775-781, 2003.

LEWONTIN, R.C. The apportionment of human diversity. **Evolutionary Biology**, vol. 6, p. 381-398, 1972.

LI, C.D. **ISSR analysis of genetic diversity in *Ligustrum lucidum* Ait. germplasm**. 2011. Dissertação – Agricultural College, Hainan University, China, 2011.

LI, W.; WANG, B.; WANG, J. Lack of genetic variation of an invasive clonal plant *Eichhornia crassipes* in China revealed by RAPD and ISSR markers. **Aquatic Botany**, vol. 84, p. 176-180, 2006.

LIEBSCH, D.; MIKICH, S.B. Fenologia reprodutiva de espécies vegetais da Floresta Ombrófila Mista do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, vol. 32, n. 2, p. 375-391, 2009.

LINDHOLM, A.K.; BREDEN, F.; ALEXANDER, H.J.; CHAN, W.K.; THAKURTA, S.G.; BROOKS, R. Invasion success and genetic diversity of introduced populations of guppies *Poecilia reticulata* in Australia. **Molecular Ecology**, vol. 14, p. 3671–3682, 2005.

LOVELESS, M.D.; HAMRICK, J.L. Ecological determinants of genetic structure in plant populations. **Annual Reviews of Ecology and Systematics**, vol. 15, p. 65-95, 1984.

MACDOUGALL, A.S.; GILBERT, B.; LEVINE, J.M. Plant invasions and the niche. **Journal of Ecology**, vol. 97, p. 609-615, 2009.

MANDÁK, B.; HADINCOVÁ, V.; MAHELKA, V.; WILDOVA, R. European invasion of North American *Pinus strobus* at large and fine scales: High genetic diversity and fine-scale genetic clustering over time in an advantive range. **PLoS ONE**, vol. 8, n.7, 17p., 2013. <doi:10.1371/journal.pone.0068514>. Acesso em: 08/01/2016.

MARQUES, M.C.M.; ROPER, J.J.; SALVALAGGIO, A.P.B. Phenological patterns among plant life-forms in a subtropical forest in southern Brazil. **Plant Ecology**, vol. 173, p. 203-213, 2004.

MATTHEWS, S. **América do Sul invadida: a crescente ameaça das espécies exóticas invasoras**. Curitiba: GISP – Programa Global de Espécies Invasoras, 2005, 80p.

MCEWANS, R.W.; BIRCHFIELD, M.K.; SCHOERGENDORFER, A.; ARTHUR, M.A. Leaf phenology and freeze tolerance of invasive shrub Amur honeysuckle and potential native competitors. **Journal of the Torrey Botanical Society**, vol. 136, n. 2, p. 212-220, 2009.

MCGEACH, M.A.; BUTCHART, S.H.M.; SPEAR, D.; MARAIS, E.; KLEYNHANS, E.J.; SYMES, A.; CHANSON, J.; HOFFMANN, M. Global indicators of biological invasions: species numbers, biodiversity impact and policy responses. **Diversity and Distributions**, vol. 16, p. 95-108, 2010.

MEEKINS, J.F.; BALLARD, JR. H.E.; MCCARTHY, B.C. Genetic variation and molecular biogeography of a North American invasive plant species (*Alliaria petiolata*, Brassicaceae). **International Journal of Plant Sciences**, vol. 162, n. 1, p. 161-169, 2001.

MILNE, R.I.; ABBOTT, R.J. Geographic origin and taxonomic status of the invasive privet, *Ligustrum robustum* (Oleaceae), in the Mascarene Islands, determined by chloroplast DNA and RAPDs. **Heredity**, vol. 92, p. 78-87, 2004.

MONTALDO, N.H. Dispersión por aves y éxito reproductivo de dos especies de *Ligustrum* (Oleaceae) em un relicto de selva subtropical em la Argentina. **Revista Chilena de Historia Natural**, vol. 66, p. 75-85, 1993.

MONTALDO, N.H. Exito reproductivo de plantas ornitócoras en un relicto de selva subtropical en Argentina. **Revista Chilena de Historia Natural**, vol. 73, p. 511-524, 2000.

MORAIS, M.C.; FREITAS, H. Phenological dynamics of the invasive plant *Acacia angustifolia* in Portugal. **Weed Research**, vol. 55, p. 555-564, 2015.

MORELLATO, L.P.C.; CAMARGO, M.G.G; NEVES, F.E.D.; LUIZE, B.G.; MANTOVANI, A.; HUDSON, I.L. The influence of sapling method, sample size, and frequency of observations on plant phenological patterns and interpretation in tropical forest trees. In: HUDSON, I.L. & KEATLEY, M.R. **Phenological Research: Methods for Environmental and Climate Change Analysis**. Springer Science+Business Media B.V.: Springer Netherlands, 2010. e-book. Disponível em: <<http://link.springer.com/book/10.1007%2F978-90-481-3335-2>> Acesso em: 21/06/2015.

MORELLATTO, L.P.C.; ALBERTON, B.; ALVARADO, S.T.; BORGES, B.; BUISSON, E.; CAMARGO, M.G.G.; CANCIAN, L.F.; CARSTENSEN, D.W.; ESCOBAR, D.F.E.; LEITE, P.T.P.; MENDOZA, I.; ROCHA, N.M.W.B.; SOARES, N.C.; SILVA, T.S.F.; STAGGEMEIER, V.G.; STREHER, A.S.; VARGAS, B.C.; PERES, C.A. Linking plant phenology to conservation biology. **Biological Conservation**, vol. 195, p. 60-72, 2016.

MURRAY, B.R.; PHILLIPS, M.L. Investment in seed dispersal structure is linked to invasiveness in exotic plant species of south-eastern Australia. **Biological Invasions**, vol. 12, p. 2265-2275, 2010.

NAÏMA, A.A.; FOUAD, M.; ABDELHAMID, E.M. Genetic diversity of the endangered argan tree (*Argania spinosa* L.) (sapotaceae) revealed by ISSR analysis. **Basic Research Journal of Agricultural Science and Review**, vol. 4, p. 176-186, 2015.

NATHAN, R. Long distance dispersal of plants. **Science**, vol. 313, p. 786-788, 2006.

NATHAN, R.; SCHURR, F.M.; SPIEGEL, O.; STEINITZ, O.; TRAKHTENBROT, A.; TSOAR, A. Mechanisms of long-distance seed dispersal. **Trends in Ecology & Evolution**, vol. 23, n. 11, p. 640-647, 2008.

NEI, M.; MARUYAMA, T.; CHAKRABORTY, R. The bottleneck effect and genetic variability in populations. **Evolution**, vol. 29, p. 1-10, 1975.

NOVAK, S.J.; MACK, R.N. **Genetic bottlenecks in alien plant species**. Em: SAX, D.F.; STACHOWICZ, J.J.; GAINES, S.D. Species invasions, insights into ecology, evolution and biogeography. Sunderland MA: Sinauer, 2005. p. 201-228.

ORTEGA, Y.K.; PEARSON, D.E. Weak vs. Strong invaders of natural plant communities: assessing invasibility and impact. **Ecological Applications**, vol. 15, n. 2, p. 651-661, 2005.

PAIRON, M.; PETITPIERRE, B.; CAMPBELL, M.; GUISAN, A.; BROENNIMANN, O.; BARET, P.V.; JACQUEMART, A.L.; BESNARD, G. Multiple introductions boosted genetic diversity in the invasive range of black cherry (*Prunus serotina*; Rosaceae). **Annals of Botany**, vol. 105, p. 881-890, 2010.

PARISOD, C.; TRIPPI, C.; GALLAND, N. Genetic variability and founder effect in the pitcher plant *Sarracenia purpurea* (Sarraceniaceae) in populations introduced into Switzerland: from inbreeding to invasion. **Annals of Botany**, vol. 95, p. 277–286, 2005.

PARKER, K.C.; HAMRICK, J.L.; PARKER, A.J.; NASON, J.D. Fine-scale genetic structure in *Pinus clasa* (Pinaceae) populations: effects of disturbance history. **Heredity**, vol. 87, p. 99-113, 2001.

PATAMSYTĖ, J.; RANČELIS, V.; ČĖSNIENĖ, T.; KLEIZAITĖ, V.; TUNAITIENĖ, V.; NAUGŽEMYS, D.; VAITKŪNIENĖ, V.; ŽVINGILA, D. Clonal structure and reduced diversity of the invasive alien plant *Erigon annuus* in Lithuania. **Central European Journal of Biology**, vol. 8, n. 9, p. 898-911, 2013.

PEARSON, D.E.; ORTEGA, Y.K.; SEARS, S.J. Darwins's naturalization hypotesis up-close: intermountain grasslands invaders differ morphologically and phenologically from native community dominants. **Biological Invasions**, vol. 14, p. 901-913, 2012.

PUTTERILL, J.; LAURIE, R.; MACKNIGHT, R. It's time to flower: the genetic control of flowering time. **BioEssays**, vol. 26, p. 363-373, 2004.

PYŠEK, P.; RICHARDSON, D.M. Invasive species, environmental change and management, and health. **Annual Reviews of Environmental and Resources**, vol. 35, p. 35-55, 2010.

R Development Core Team (2011). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <<http://www.R-project.org/>>.

RATHCKE, B.; LACEY, E.P. Phenological patterns of terrestrial plants. **Annual Reviews in Ecology and Systematic**, vol. 16, p. 179-214, 1985.

REGINATO, M., MATOS, F. B., LINDOSO, G. S., SOUZA, C. M. F. PREVEDELLO, MORAIS, J. W. & EVANGELISTA, P. H. L. A vegetação na reserva Mata Viva Curitiba, Paraná, Brasil. **Acta Biologica Paranaense**, vol. 37, p. 229-252, 2008.

REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D. Trees and shrubs as invasive alien species – 2013 update of the global database. **Diversity and distributions**, vol. 19, p. 1093-1094, 2013.

REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D. What attributes make some plants species more invasive? **Ecology**, vol. 77, n. 6, p. 1655-1661, 1996.

RICHARDSON, D.M.; PYŠEK, P.; REJMÁNEK, M.; BARBOUR, M.G.; PANETTA, F.D.; WEST, C.J. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions**, vol. 6, p. 93-107, 2000.

RICHARDSON, D.M.; REJMÁNEK, M. Trees and shrubs as invasive alien species – a global review. **Diversity and distributions**, vol. 17, p. 788-809, 2011.

RIVERA, G.; ELLIOT, H.; CALDAS, L.S.; NICOLOSSI, G.; CORADIN, V.T.R.; BORCHERT, R. Increasing day-length induces spring flushing of tropical dry forest in the absence of rain. **Trees**, vol. 16, p. 445-456, 2002.

ROUMET, M.; NOILHAN, C.; LATREILLE, M.; DAVID, J.; MULLER, M.-H. How to scape from crop to weed gene flow: phenological variation and isolation by time within weedy sunflower populations. **New Phytologist**, vol. 197, p. 642-654, 2013.

ROY, A.; FRASCARIA, N.; MACKAY, J.; BOUSQUET, J. Segregating random amplified polymorphic DNAs (RAPDs) in *Bethula alleghaniensis*. **Theoretical and Applied Genetics**, vol. 85, p. 173-180, 1992.

RUSSEL, J.C.; BLACKBURN, T.M. The rise of invasive species denialism. **Trends in Ecology and Evolution**, vol. 32, n. 1, p. 3-6, 2017.

SAKAI, A.K.; ALLENDORF, F.W.; HOLT, J.S.; LODGE, D.M.; MOLOFSKI, J.; WITH, K.A.; BAUGHMAN, S.; CABIN, R.J.; COHEN, J.E.; ELLSTRAND, N.C.; MCCAULEY, D.E.; O'NEIL, P.; PARKER, I.M.; THOMPSON, J.N.; WELLER, S.G. The population biology of invasive species. **Annual Reviews in Ecology and Systematic**, vol. 32, p. 305-332, 2001.

SCHEIBLER, D.R.; MELO-JÚNIOR, T.A. Frugivory by birds on two exotic *Ligustrum* species (Oleaceae) in Brazil. **Ararajuba**, vol. 11, n. 1, p. 89-91, 2003.

SELBO, S.M.; SNOW, A.A. Flowering phenology and genetic similarity among local and recently introduced populations of *Andropogon gerardii* in Ohio. **Restoration Ecology**, vol. 13, n. 3, p. 441-447, 2005.

SEMAGN, K.; BJØRNSTAD, Å.; NDJIONDJOP, M.N. An overview of molecular marker methods for plants. **African Journal of Biotechnology**, vol. 5, p. 2540-2568, 2006.

SIMBERLOFF, D. How much information on population biology is needed to manage introduced species? **Conservation Biology**, vol. 17, n. 1, p. 83-92; 2003.

SONG, Z.; LI, X.; WANG, H.; WANG, J. Genetic diversity and population structure of *Salvia miltiorrhiza* Bge in China revealed by ISSR and SRAP. **Genetica**, vol. 138, p. 241-249, 2010.

STRAUBE, F.C.; CARRANO, E.; SANTOS, R.E.F.; SCHERER-NETO, P.; RIBAS, C.F.; MEIJER, A.A.R.; VALLEJOS, M.A.V.; LANZER, M.; KLEMMANN-JÚNIOR, L.; AURÉLIO-SILVA,

M.; URBEN-FILHO, A.; ARZUA, M.; LIMA, A.M.X.; SOBÂNIA, R.L.M.; DECONTO, L.R.; BISPO, A.A.; JESUS, S.; ABILHÔA, V. **Aves de Curitiba: coletânea de registros**. 2ª edição. Curitiba: Hori Consultoria Ambiental, 2014. 527p.

SULLIVAN, J.J.; TIMMINS, S.M.; WILLIAMS, P.A. Movement of exotic plants into coastal native forests from gardens in northern New Zealand. **New Zealand Journal of Ecology**, vol. 29, p. 1-10, 2005.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. Porto Alegre: Artmed, 2009. 819p.

TECCO, P.A.; DÍAZ, S.; CABIDO, M.; URCELAY, C. Functional Traits of alien plants across contrasting climatic and land-use regimes: do alien join the locals or try harder then them? **Journal of Ecology**, vol. 98, p. 17-27, 2010.

TECCO, P.A.; PAIS-BOSCH, A.I.; FUNES, G.; MARCORA, P.I.; ZEBALLOS, S.R.; CABIDO, M.; URCELAY, C. Mountain invasions on the way: are there climatic constraints for the expansion of alien woody species along an elevation gradient in Argentina? **Journal of Plant Ecology**, vol. 9, n. 4, p. 380-392, 2016.

THEOHARIDES, K.A.; DUKES, J.F. Plant invasion across space and time: factors affecting nonindigenous species success during the stages of invasion. **New Phytologist**, vol. 176, p. 256-273, 2007.

THOMASSET, M.; HODKINSON, T.R.; RESTOUX, G.; FRASCARIA-LACOSTE, N.; DOUGLAS, G.C.; FERNÁNDEZ-MANJARRÉS, J.F. Thank you for not flowering: conservation genetics and gene flow analysis of native and non-native populations of *Fraxinus* (Oleaceae) in Ireland. **Heredity**, vol. 112, p. 596-606, 2014.

TIMEANDDATE.COM. Disponível em: <<https://www.timeanddate.com/sun/brazil/curitiba>>. Acesso em: 04/05/2017.

TSUTSUI, N.D.; SUAREZ, A.V.; HOLWAY, D.A.; CASE, T.J. Reduced genetic variation and the success of na invasive species. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, vol. 97, n. 11, p. 5948-5953, 2000.

VAN KLEUNEN, M.; MANNING, J.C.; PASQUALETTO, V.; JOHNSON, J.D. Phylogenetically independente associations between autonomous self-fertilization and plant invasiveness. **The American Naturalist**, vol. 171, n. 2, p. 195-201, 2008.

WALKER, N.F.; HULME, P.E.; HOELZEL, A.R. Population genetics of an invasive species, *Heracleum mantegazzianum*: implications for the role of life history, demographics and independent distributions. **Molecular Ecology**, vol. 12, p. 1747-1756, 2003.

WALTHER, G.-R.; ROQUES, A.; HULME, P.E.; SYKES, M.T.; PYSEK, P.; KÜNH, I.; SETELLE, J. Alien species in a warmer world: risks and opportunities. **Trends in Ecology and Evolution**, vol. 24, n. 12, p. 686-693, 2009.

WANG, T.; SU, Y.; CHEN, G. Population genetic variation and structure of the invasive weed *Mikania micrantha* in Southern China: Consequences of rapid range expansion. **Journal of Heredity**, vol. 99, n. 1, p. 22-33, 2008.

WANG, W.-B.; WANG, R.-F.; LEI, Y.-B.; LIU, C.; HAN, L.-H.; SHI, X.-D.; FENG, Y.-L. High resource capture and use efficiency and prolonged growth season contribute to invasiveness of *Eupatorium adenophorum*. **Plant Ecology**, vol. 214, p. 857-868, 2012.

WANIA, A.; KÜNH, I.; KLOTZ, S. Plant richness patterns in agricultural and urban landscapes in Central Germany – spatial gradients of species richness. **Landscape and Urban Planning**, vol. 75, p. 97-110, 2006.

WARD, S.M.; GASKIN, J.F.; WILSON, L.M. Ecological genetics of plant invasions: What do we know? **Invasive Plant Science and Management**, vol. 1, p. 98-109, 2008.

WARES, J.P.; HUGHES, A.R.; GROSBURG, R.K. **Mechanisms that drive evolutionary change: insights from species introductions and invasions**. Ed: SAX, D.F.; STACHOWICZ, J.J.; GAINES, S.D. Species invasions, insights into ecology, evolution and biogeography. Sunderland MA: Sinauer, 2005. p. 229-257.

WAY, D.A.; MONTGOMERY, R.A. Photoperiod constraints on tree phenology, performance and migration in a warming world. **Plant Cell and Environment**, vol. 38, n. 9, p. 1725-1736, 2014.

WEIS, A.E. On the potential strength and consequences for nonrandom gene flow caused by local adaptation by flowering time. **Journal of Evolutionary Biology**, vol. 28, p. 699-714, 2015.

WEIS, A.E.; KOSSLER, T.M. Genetic variation in flowering time induces phenological assortative mating: quantitative genetic methods applied to *Brassica rapa*. **American Journal of Botany**, vol. 91, n. 6, p. 825-836, 2004.

WILCOX, M. Tree privet (*Ligustrum lucidum*) – a controversial plant. **Auckland Botanical Society**, vol. 55, n. 2, p. 72-74, 2000.

WILCZEK, A.M. BURGHARDT, L.T.; COBB, A.R.; COOPER, M.D.; WELCH, S.M.; SCHMITT, J. Genetic and physiological bases for phenological responses to current and predict climates. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, vol. 365, p. 3129-3147, 2010.

WILLIAMSON, M.H.; FITTER, A. The characters of successful invaders. **Biological Conservation**, vol. 78, p. 163-170, 1996.

WILSON, J.R.U.; DORMONTT, E.E.; PRENTIS, P.J.; LOWE, A.J.; RICHARDSON, D.M. Something in the way you move: dispersal pathways affect invasion success. **Trends in Ecology & Evolution**, vol. 24, n. 3, p. 136-144, 2009.

WILSON, S.B.; KNOX, G.W.; NOLAN, K.L.; ALDRICH, J. Landscape performance and fruiting of 12 privet selections grown in Northern and Southern Florida. **HortTechnology**, vol. 24, n. 1, p. 148-155, 2014.

WOLF, V.C.; GASSMAN, A.; CLASEN, B.M.; SMITH, A.G.; MÜLLER, C. Genetic and chemical variation of *Tanacetum vulgare* in plants of native and invasive origin. **Biological Control**, vol. 61, p. 240-245, 2012.

WOLKOVICH, E.M.; CLELAND, E.E. Phenological niches and the future of invaded ecosystems with climate change. **AoB PLANTS**, vol. 6: plu013. Disponível em: <doi:10.1093/aobpla/plu013.2014>. Acesso em: 08/01/2016.

WOLKOVICH, E.M.; CLELAND, E.E. The phenology of plant invasions: a community ecology perspective. **Frontiers in Ecology and Environment**, vol. 9, n. 5, p. 287-294, 2011.

WRIGHT, S. Isolation by distance. **Genetics**, vol. 28, p. 114-138, 1943.

WRIGHT, S. The genetical structure of populations. **Annals of Eugenics**, vol. 15, p. 323-354, 1951.

YEAMAN, S.; JARVIS, A. Regional heterogeneity and gene flow maintain variance in a quantitative trait within population of lodgepole pine. **Proceedings of the Royal Society B**, vol. 273, p. 1587-1593, 2006.

YEH, F.C.; YANG, R.-C.; BOYLE, T. **POPGENE (1999)**. Microsoft Windows-based freeware for population genetic analysis. Versão 1.31. University of Alberta, Edmonton, Canada. URL <https://sites.ualberta.ca/~fyeh/popgene_info.html>.

ZANINI, L.; GANADE, G. Restoration of Araucaria Forest: the role of perches, pioneer vegetation, and soil fertility. **Restoration Ecology**, vol. 13, n. 3, p. 507-514, 2005.

ZHAO, J.; SOLÍS-MONTERO, L.; LOU, A.; VALLEJO-MARÍN, M. Population structure and genetic diversity of native and invasive populations of *Solanum rostratum* (Solanaceae). **PLoS ONE**, vol. 8, n. 11, 9p., 2013. <doi:10.1371/journal.pone.0079807>. Acesso em: 08/01/2016.

ZHOU, T.H.; QIAN, Z.Q.; LI, S.; GUO, Z.G.; HUANG, Z.H.; LIU, Z.L.; ZHAO, G.F. Genetic diversity of the endangered Chinese endemic herb *Saruma henryi* Oliv. (Aristolochiaceae) and its implications for conservation. **Population Ecology**, vol. 52, p. 223-231, 2010.

ZOTZ, G.; FRANKE, M.; WOITKE, M. Leaf phenology and seasonal carbon gain in the invasive plant, *Bunias orientalis* L. **Plant Biology**, vol. 2, p. 653-658, 2000.

ZWECKER-LAZAR, I.; LAZAR, R.H. **Gel Analyzer 2010a**. Freeware 1D gel eletrophoresis image analysis software. 2010. Disponível em: < <http://www.gelanalyzer.com/download.html>>.